GUIDELINES FOR CANADIAN RECREATIONAL WATER QUALITY

Prepared by the
Federal-Provincial Working Group on Recreational Water Quality
of the
Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health

Published by authority of
The Minister of National Health and Welfare

Egalement disponible en français sous le titre
" RECOMMANDATIONS AU SUJET DE LA QUALITÉ DES EAUX UTILISEES À DES FINS RECREATIVES AU CANADA"

October 1983

©Minister of Supply and Services Canada 1983

Available in Canada through
Authorized Bookstore Agents
and other bookstores

or by mail from

Canadian Government Publishing Centre
Supply and Services Canada
Ottawa, Canada. K1A 0S9

Catalogue No. H46-20/1983E
ISBN 0-660-11478-X

Canada: $5.25
Other countries: $6.30

Price subject to change without notice

TABLE OF CONTENTS

GUIDELINES FOR CANADIAN RECREATIONAL WATER QUALITY

PAGE

PREFACE 1

MEMBERS OF THE FEDERAL-PROVINCIAL WORKING GROUP ON RECREATIONAL WATER QUALITY 1

ACKNOWLEDGMENTS 2

1.0 PURPOSE AND SCOPE 5

2.0 GENERAL REQUIREMENTS FOR RECREATIONAL WATER QUALITY 9

3.0 MICROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS 13

3.1 Indicator Organisms 13

3.1.1 Fecal coliforms 13
3.1.2 Fecal streptococci 17
3.1.3 Total coliforms 20

3.2 Pathogenic Organisms 26

3.2.1 *Candida albicans* 26
3.2.2 *Pseudomonas aeruginosa* 28
3.2.3 *Salmonella* 30
3.2.4 *Shigella* 33
3.2.5 *Staphylococcus aureus* 35
3.2.6 Viruses 36

3.3 Nuisance Organisms 39

4.0 PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS 47

4.1 pH 47
4.2 Temperature 49
4.3 Aesthetics 51

4.3.1 Turbidity 52
4.3.2 Clarity 52
4.3.3 Colour 53
4.3.4 Oil and Grease 55

5.0 MICROBIOLOGICAL SAMPLING AND ANALYSIS 59

5.1 Sampling 59

5.1.1 Frequency 59
5.1.2 Sample containers 60
5.1.3 Sample preservation and storage 60
5.1.4 Sampling procedure 60

5.2 Methods for Microbiological Analysis 61

5.2.1 Fecal coliforms and total coliforms 61
5.2.2 Fecal streptococci 62
5.2.3 *Candida albicans* 62
5.2.4 *Pseudomonas aeruginosa* 62
5.2.5 *Salmonella* and *Shigella* 63
5.2.6 *Staphylococcus aureus* 63
5.2.7 Viruses 63

REFERENCES 64

PREFACE

The increasing use of surface waters in Canada for body contact recreational purposes, and the greater number of industrial and municipal wastewater sources entering surface waters, call for guidelines for recreational water quality. In 1979 the Advisory Committee on Environmental and Occupational Health established a Working Group to develop such guidelines.

In preparing this document the Working Group has thoroughly reviewed the existing criteria and the currently-used indicators of hygienic quality, together with water quality data from recreational areas in representative parts of Canada. This review took place between October, 1979, and June, 1981. Through consultation with all provincial and territorial jurisdictions it is hoped that this will serve as a national guideline and that judicious application by responsible operators and authorities will provide a measure of safety for the many Canadians involved.

MEMBERS OF THE FEDERAL-PROVINCIAL WORKING GROUP ON RECREATIONAL WATER QUALITY

Alberta

Mr. Paul Shewchuk
Head, Water Quality Branch
Standards and Approvals Division
Alberta Environment
9820 106th Street
Oxbridge Place - 5th Floor
Edmonton, Alberta
T5K 2J6

Manitoba

(Chairman)

Mr. W.M. Ward
Director, Program Development and Review Branch
Environmental Management Division
Department of Mines, Natural Resources
and Environment
Province of Manitoba
Box 7, 139 Tuxedo Avenue
Winnipeg, Manitoba
R3C 0V8

New Brunswick

Miss Helen J. Brown
Research Microbiologist
New Brunswick Department of Health
Regional Laboratory
8 Castle Street
St. John, New Brunswick
E2L 3B8

Ontario

Mr. Eric A. Leggatt
Planning and Co-ordination Section
Water Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
1 St. Clair Avenue, West
Toronto, Ontario
M4V 1P5

Department of the Environment

Dr. Margaret C. Taylor
Water Quality Branch
Department of the Environment
Place Vincent Massey
Ottawa, Ontario
K1A 0E7

Department of National Health and Welfare
(Secretariat)

Dr. Richard S. Tobin
Monitoring and Criteria Division
Bureau of Chemical Hazards
Health Protection Branch
Department of National Health and Welfare
Ottawa, Ontario
K1A 0L2

ACKNOWLEDGMENTS

The working group on Recreational Water Quality wishes to thank the people who willingly gave time to review and comment on this report. In particular, special thanks are extended to: Dr. P.K. Basu, Professor of Ophthalmology, University of Toronto, who undertook research projects, at his own expense, to supply this working group with the data necessary to establish the pH limits; and Mr. K.H. Nicholls, Head of the Plankton Taxonomy Unit, Ontario Ministry of the Environment for his input into the section on Phytoplankton.

1.0 PURPOSE AND SCOPE

1.0 PURPOSE AND SCOPE

Recreational waters refer to those natural waters used primarily for swimming and other water contact sports, and are applicable also to such activities as boating, fishing and other sports involving less frequent body contact with water.

These guidelines deal mainly with health hazards related to recreational water use but also relate to aesthetics and nuisance conditions. Health hazards associated with direct recreational contact with water include infections transmitted by pathogenic microorganisms and other organisms and injuries due to impaired visibility in turbid waters. The guidelines will deal with the risks related to exposure to fecal streptococci, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*, total coliforms, fecal coliforms, viruses and *Candida albicans*. Sections will also deal with pH, nuisance organisms, temperature, aesthetics and turbidity. Most important to control agencies will be a section on sampling and enumeration of indicators of recreational water quality.

For the purposes of this document recreational use represents any activity involving intentional immersion of the body, including the head, in water or where such immersion is likely (e.g. water skiing). Since swimming pools pose somewhat different public health problems it is not intended that they be covered by this publication.

The limits recommended are subject to revision or adjustment as new or more significant data become available. They should not be regarded as legally enforceable standards unless promulgated as such by the appropriate provincial or federal agency. It is hoped that judicious use of these guidelines will result in the provision of safe, attractive recreational water in all areas of Canada.

2.0 GENERAL REQUIREMENTS FOR RECREATIONAL WATER QUALITY

2.0 GENERAL REQUIREMENTS FOR RECREATIONAL WATER QUALITY

Waters used for recreational purposes should be sufficiently free from fecal contamination, pathogenic microorganisms and other hazards to ensure that there is negligible risk to the health and safety of the user.

The determination of the risk of infection will be based on a number of factors which include: A) a sanitary survey, B) epidemiological studies, C) fecal coliform limits, and D) the presence of pathogens.

A. Sanitary Survey

Particular attention must be paid to a sanitary survey of the watershed. This survey should identify all potential sources of contamination that could impinge on the bathing area. The survey would be a case-by-case undertaking that would draw on the expertise of the inspector; however, the following should be investigated:

- — the risk of inadequately treated sewage, fecal matter or other hazardous substances entering the water;
- — knowledge of all outfalls or any drainage that may contain sewage in the area, particularly upstream;
- — on-site inspections by competent observers or inspectors who are familiar with the area;
- — it would be advisable to establish a reporting mechanism to ensure that the appropriate authorities are informed if a municipal, private or industrial water treatment installation is discharging waste that jeopardizes the water quality of a bathing area. Such discharges could be caused by plant malfunctions, breakdowns, overloading or bypassing.

B. Epidemiological Studies

The health authorities responsible for a recreational area should monitor all epidemiological data pertaining to that area as well as reports of water-borne infections. The water quality of a recreational area should be considered to be impaired if there are reports of water-borne infections in the community, or there are morbidity and mortality data present which indicate possible sources of infection that could be transmitted in a recreationally-used area.

C. Fecal Coliform Limits

Microbiological surveys can give valuable information for the assessment of risk. When fecal coliform concentrations in a recreationally-used area approach 200/100 mL the possibility of other pathogenic organisms being present also increases. It is recommended that the fecal coliform concentration not exceed 200/100 mL; if it does, a health hazard can be considered to exist. These are considered upper limits; naturally the risk to bathers will be less at lower bacterial densities. Other parameters that can give supportive evidence of contamination include total coliforms and fecal streptococci.

D. The Presence of Pathogens

The local health authorities should take action when the information obtained discloses the presence of pathogenic organisms (e.g. *Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Shigella* sp., *Salmonella* sp. and polio or other enteric viruses). If any of these pathogenic organisms can be consistently isolated, then a health hazard may exist.

Chemicals and radionuclides will not be included in these guidelines. Due to the small amount of water usually swallowed during recreational use of water, organic or inorganic chemicals or radionuclides would not be expected to cause illness. The reader is referred to **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality 1978** (Health and Welfare Canada, 1979).

3.0 MICROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS

3.0 MICROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS

The microbiological parameters selected for review are grouped as indicator organisms and pathogenic organisms. The list is not meant to be comprehensive; some control agencies may wish to monitor additional microbiological parameters because of regional differences or known problem organisms.

3.1 INDICATOR ORGANISMS

3.1.1 FECAL COLIFORMS

MAXIMUM LIMITS

The geometric means of not less than 5 samples taken over a 30-day period should be less than 200 fecal coliforms/100 mL. Resampling should be performed when any sample exceeds 400 fecal coliforms/100 mL.

CRITERIA

Description

The most widely accepted indicator of pollution of water by human and animal excrement is fecal coliforms, enumerated by the elevated-temperature test. Fecal coliforms have all the properties of total coliforms (section 3.1.3), plus they are able to ferment lactose with the production of gas in 24 hours at an incubation temperature of 44.5°C. In practice, fecal coliforms are defined in two ways. For the most probable number (MPN) multiple-tube fermentation, they include all bacteria that form gas within 24 hours at 44.5°C in EC medium; for the membrane filtration (MF) method, they include all blue colonies growing on mFC agar within 24 hours at 44.5°C as described in **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Edition** (American Public Health Association, 1975). The organisms most often enumerated are *Escherichia coli* and *Klebsiella* species.

A number of jurisdictions and agencies have promulgated regulations or suggested limits for fecal and/or total coliforms. Some of these are summarized in Table 1.

Many agencies, in addition to specifying a limit on the median or geometric mean, also specify that no more than a certain percentage (usually 10 per cent) shall exceed a certain limit (usually 2 times the specified mean). It has been pointed out that fecal coliform values are usually sufficiently dispersed so that this percentage, rather than the established mean, is the factor most often exceeded (Fuhs, 1975).

Association with Pathogens

E. coli is considered to be the definitive fecal coliform. It comprises about 97 per cent of the coliform organisms in human feces, with *Klebsiella* comprising 1.5 per cent, and *Enterobacter* and *Citrobacter* together comprising another 1.7 per cent (Dufour, 1977). Studies by Geldreich (1970) demonstrated that fecal coliforms represented 93 to 99 per cent of the coliforms from the feces of humans, poultry,

cats, dogs and rodents. Dufour (1977) also demonstrated that *E. coli* represented between 90 and 100 per cent of all coliforms in feces from 8 species of domestic animals including chickens. *Klebsiella* was a significant proportion of the coliforms only in goats (8 per cent of the total coliforms) and pigs (6.8 per cent). Thus, the fecal coliform test does not differentiate between animal and human fecal pollution (Wolf, 1972; Dufour, 1977), so if this distinction must be made, ancillary tests (such as the fecal streptococci test, section 3.1.2) must be performed.

Soil has been shown to be variably contaminated with fecal coliforms due to animal fecal contamination (Van Donsel *et al.*, 1967; Geldreich *et al.*, 1962) and is known to contribute very significant pollution to storm water runoff (Department of the Environment, Canada/Ontario Ministry of the Environment, 1978; Qureshi and Dutka, 1979), and recreational waters (Cabelli, 1977; Bastein *et al.*, 1974). Runoff from residential areas is usually as contaminated with fecal coliforms and pathogens as dilute sewage (Qureshi and Dutka, 1979) and can thus be a significant health hazard when discharged in the vicinity of recreational waters.

While *E. coli* is undisputed as a fecal indicator, the fecal coliform test also enumerates *Klebsiella*, a species not restricted to fecal sources. Numerous studies have demonstrated the ability of *Klebsiella* to survive and replicate in organic-rich environments, including waters receiving effluents from pulp and paper (Huntley *et al.*, 1976; Bell *et al.*, 1978; Rokosh *et al.*, 1977) and textile industries (Dufour and Cabelli, 1976; Vlassoff, 1977). While this is considered a drawback to the general use of fecal coliforms as indicators, this is somewhat tempered by the fact that *K. pneumoniae* is considered pathogenic for debilitated hosts and the environmental isolates of this species are virtually indistinguishable from clinical isolates (Matsen *et al.*, 1974; Dufour and Cabelli, 1976). Thus, whether these are of fecal origin or not may take on lesser significance in view of their potential hazard in recreational waters.

Fecal coliforms are considered useful as indicators because they are present in virtually all warm-blooded animals including humans, in numbers far exceeding the pathogens. Some attempts have been made to quantify the relationship of fecal coliforms to pathogens with limited success. The pathogen most extensively studied in relation to indicator densities is *Salmonella*, mainly because the methodology has been available for a long time and the organism is considered to be exclusively derived from feces. Geldreich (1970) has compiled the results of several studies in which the fecal coliform density/100 mL and the frequency of *Salmonella* detection are compared. In fresh water, *Salmonella* was found in 27.6 per cent of samples where the fecal coliform density was below 200/100 mL, and in 85.2 per cent of samples where the fecal coliform density was between 201-2000/100 mL and 98.1 per cent of samples where it was over 2000/100 mL. In general, samples containing less than 200 fecal coliforms/100 mL will also have a low occurrence of *Salmonella*, but this relationship is subject to considerable regional variation.

The association of fecal coliforms with other pathogens of significance to bathers is even more tenuous. Cabelli *et al.* (1976b) have studied the relationship between *Pseudomonas aeruginosa*, an important pathogen, and fecal coliforms. However, this proved to be an extremely variable relationship.

Enteric viruses have received considerable notoriety as a hazard associated with the use of recreational water; unfortunately, the relative incidence of virus and fecal

coliforms has not been constant. In one sewage treatment plant studied extensively, ratios of fecal coliform/viruses varied from 7500:1 to 2 900 000:1 over a two-month period (Berg and Metcalf, 1978). Sattar (1978a) found a large variation among the fecal coliform to enterovirus ratios from a variety of sources: raw sewage (between 1.1×10^6 and 43×10^6), chlorinated effluent (between 8.5×10^2 and 2.1×10^4), Ottawa River water at Shirley's Bay (between 1.2×10^3 and 4.1×10^3) and Ottawa River water at Britannia Beach (between 4.4×10^4 and 1.2×10^6). It is generally agreed at this time that most bacteriological indicators do not correlate well with virus levels, even though the presence of large numbers of coliforms may indicate the probable presence of enteric viruses. The converse, that the absence of fecal coliforms indicates that enteric viruses are not present, however, cannot be ensured (Berg and Metcalf, 1978).

In order to provide rational microbiological guidelines for recreational water, it is first necessary to establish that there is some degree of health risk associated with a certain level of contamination. Again, since pathogens are sparse and difficult to quantify, indicator organisms have been used in all major epidemiological studies. Three studies were performed by the United States Public Health Service (Stevenson, 1953). The first study, on Lake Michigan at Chicago, compared two beaches of different pollution levels. A slight increase in disease incidence among swimmers was observed at the more polluted beach; the illnesses were mainly nose and throat (50 per cent) and gastrointestinal disturbances (20 per cent). When specific days of highest pollution were examined, it was shown that significantly higher illness rates were found in swimmers in water containing a geometric mean of 2300/100 mL than in swimmers in the lower total coliform density waters. The second study, performed on the Ohio River and a recirculating freshwater pool (Stevenson, 1953), showed that a significant level of increase in illness was associated with swimming in water having a median total coliform density of 2700/100 mL. The third study was performed in tidal waters off Long Island Sound, New York (Stevenson, 1953). As in the other studies, a higher disease incidence was found in swimmers than non-swimmers, but no relationship could be discerned between total coliform densities and illness rates.

It should be emphasized that the relationships noted between coliform indicators and illness were not consistent and were sometimes absent. Nevertheless, these studies have formed the basis for most recreational water regulations since that time. As 2300 to 2700 total coliform/100 mL had been determined to be the threshold for finding significant water-pollution illness effects, and after introduction of a safety factor, the value of 1000 total coliform organisms/100 mL has since been used in recreational guidelines. However, as the fecal coliform method became more widely accepted as a better indicator of sewage pollution, it was also used for such guidelines. Geldreich (1966) re-evaluated the data from the Ohio River study and determined that 400 fecal coliforms/100 mL was the approximate equivalent of 2700 total coliforms/100 mL in this river. A safety factor was applied and the result was a recommendation of a limit of 200 fecal coliforms/100 mL (National Technical Advisory Committee, 1968) that has been used extensively since then.

Studies by Moore and collaborators (Moore, 1959) of over 400 bathing beaches in Britain failed to reveal a significant association of elevated illnesses with increased microbiological pollution of water. The exception to this was that there

were confirmed cases of paratyphoid fever that were probably contracted while swimming in waters with median total coliform counts greater than 10 000/100 mL. The authors attributed these cases to chance contact with intact fecal debris in these grossly polluted waters. They concluded that standards are not defensible on the basis of health hazards and, rather, support good sanitary engineering practices including preventing, as far as possible, the pollution of bathing beaches with undisintegrated fecal material during the bathing season.

More recently, a series of carefully controlled epidemiological studies have been performed by the U.S. Environmental Protection Agency (Cabelli *et al.*, 1975, 1976a, 1979; Cabelli, 1979). A three-year study was made at New York City of a "relatively unpolluted" beach and a "barely acceptable" beach with regard to several microbiological parameters and disease incidence. They found measurable health effects attributable to swimming itself, and a risk could be correlated with the degree of microbial pollution (Cabelli *et al.*, 1979). Those most at risk were children under 10 years. In this study, analyses were performed on water samples for total coliforms, fecal coliforms, *Enterobacter/Citrobacter*, *E. coli*, *Klebsiella*, fecal streptococci, *Aeromonas hydrophila*, and *P. aeruginosa* (Cabelli *et al.*, 1976a). Regression coefficients were determined for levels of each of the parameters and the differential (swimmers minus non-swimmers) gastrointestinal symptom rate. They concluded on the basis of two years of data that *E. coli* and enterococci presented the best relationship with these symptoms, although a statistical analysis would not be performed until the final year's data were obtained. Further studies at Lake Ponchatrain, Louisiana and Alexandria, Egypt are partially complete, and these data have been compiled with those of the New York City beaches (Cabelli, 1979). From their pooled data it can be calculated that the risk of gastrointestinal illness in per cent (y) is related to the number of *E. coli*/100 mL (x) in the water by the following relationship:

$$y = 0.818 \log x - 0.374$$

For example, a level of 200 *E. coli*/100 mL would correspond to a risk of contracting gastrointestinal illness of 1.5 per cent. From these data, it is also possible to set a maximum acceptable risk (Y_{MA}) and calculate the level of *E. coli* to which this corresponds. As with other coliform indicators, however, only risks associated with contacting fecal organisms are considered in this model; other diseases associated with organisms not of fecal origin, or capable of long survival and replication in the aquatic environment are not considered.

If the methodology for enumeration of *E. coli* were as simple, easy, and as well standardized as methods for fecal and total coliforms it would be the indicator of choice for recreational waters. Since the methodology is still in a state of flux, the fecal coliform test will remain the indicator of choice for some time. However, it does include *E. coli*, which comprised about 8 to 100 per cent of the fecal coliform counts (Cabelli *et al.*, 1976a); if this relationship were to be applied by the use of fecal coliform counts in place of *E. coli* counts, it could introduce an additional safety factor of 1 to 12.5. On the other hand, in Ontario, when over 7700 samples were examined, 91.4 per cent of the fecal coliform isolates were determined to be *E. coli* (Vlassoff, 1981).

Levels in the Aquatic Environment

While most Canadian recreational waters are of high microbiological quality, certain waters are contaminated throughout part, or all, of the bathing season. Fecal coliform values range from nearly zero/100 mL in isolated areas to several thousand/100 mL in areas directly impacted by sewage discharges; these waters are clearly not suitable for bathing activities. Because of the wide range of local conditions and microbiological quality, it is not possible to generalize with regard to the level of fecal coliforms in the Canadian environment.

Rationale

1. Fecal coliform bacteria are well established as indicators of fecal pollution. Their presence in large numbers is associated with the occurrence of pathogenic organisms, although their absence is not necessarily proof of the absence of all pathogens.
2. Fecal coliforms, particularly *E. coli* have been demonstrated to correlate positively with gastroenteric illness rates in bathers.
3. A maximum geometric mean of not less than 5 samples taken over a 30-day period is set at 200 fecal coliforms/100 mL. The exact risk associated with bathing in waters of this quality is still not well established, but probably corresponds to about a 0.12 to 1.5 per cent chance of contacting gastrointestinal illness, on the basis of epidemiological data. It does not give any estimate of the risk associated with pathogens from non-fecal sources or very long-lived organisms.
4. In addition to the above limit, any sample yielding more than 400 fecal coliforms/100 mL should be further investigated. Minimum action consists of immediate resampling of the site.

3.1.2 FECAL STREPTOCOCCI

MAXIMUM LIMITS

A limit for fecal streptococci in recreational waters has not been proposed. Instead it is recommended that the fecal streptococci data can be used as support information in sanitary surveys to assist in determining the nature and extent of pollution in surface waters.

CRITERIA

Description

Fecal streptococci are large ovoid, Gram-positive bacteria occurring in chains. They are defined as those species of streptococci which are recovered from feces in significant quantities (Clausen *et al.*, 1977). Originally, this only referred to Lancefield's group D streptococci; now, however, *Streptococcus mitis*, *Streptococcus salivarius* and *Streptococcus avium* are included in this group. A complete description of the classification and definition of fecal streptococci is presented by Clausen *et al.* (1977).

The fecal streptococci species are characterized largely by their biochemical reactions:

1. Group D includes only those fecal streptococci that possess the group D antigen including: *S. faecalis, S. faecium, S. durans, S. bovis* and *S. equinus;*
2. *The enterococcus group is a part of the group D steptococci that conform to the Sherman Criteria (Clausen et al.,* 1977). This group includes *S. faecium, S. faecalis, S. durans* and related bio-types; and,
3. Non-enterococcal fecal streptococci are those fecal streptococci that do not conform to the Sherman Criteria and include *S. bovis, S. equinus, S. salivarius* and *S. mitis*. Neither *S. bovis* nor *S. equinus* are found in human feces (Geldreich, 1970), whereas *S. salivarius* does not occur in animal feces.

Association with Pathogens

A few studies have been done in the past to determine the health effects of bathing at polluted beaches (Stevenson, 1953; Moore, 1959). Earlier work by Mallmann and Sypien (1934) revealed that fecal streptococci concentrations increased with bather load; however, Foster *et al.* (1971) observed that the enterococci mean levels were lowest during July when the bather load was highest. Leggatt and Fung (1975) observed a strong correlation between fecal streptococcus, fecal coliform and *Pseudomonas aeruginosa* levels and the bather load at two separate beaches in Ontario. Total coliforms, on the other hand, showed no correlation with the bather load. More recent studies conducted by Cabelli *et al.* (1979) indicated that there is a measurable health effect associated with swimming in sewage polluted waters. Cabelli *et al.* (1975) previously had found a good correlation between mean *E. coli* and enterococcus densities and the differential (swimmers minus non-swimmers) rate of gastrointestinal symptoms.

Foster *et al.* (1971) suggested that the evidence implicated enterococcus as a causative agent in otitis externa. However, this finding does not appear to be supported by other evidence.

Occurrence in the Aquatic Environment

Fecal streptococci are present in the feces of humans and all warm blooded animals (American Public Health Association, 1975). In sewage, fecal streptococci number about 1/10th of the concentration of *Escherichia coli* (Taylor, 1958). This general pattern of fecal coliform and fecal streptococci concentrations was generally recognized by bacteriologists and was used, in part, to establish an enterococci limit of 20/100 mL (Ontario Ministry of the Environment, 1968). However, this limit has since been dropped and fecal streptococci have been classified as a support parameter (Ontario Ministry of the Environment, 1978).

The main role of fecal streptococcus as a support parameter has been in the use of fecal coliforms to fecal streptococci ratios. This relationship has been extensively described (Geldreich, 1976; Feachem, 1975; Dutka, 1973; Kabler, 1968; Geldreich *et al.*, 1968; Smith and Twedt, 1971; Environmental Health Directorate, 1978; Clausen *et al.*, 1977). Fecal coliforms in conjunction with fecal streptococci can be used as an indicator of the nature of the fecal source. Many environmental physical and chemical factors made routine use of these ratios somewhat difficult, if not

inaccurate. Recent experience would indicate that identification of species of fecal streptococci isolates is of greater utility in the identification of the type, source, and degree of pollution (United States Environmental Protection Agency, 1978a).

Geldreich (1970) concluded that *S. faecalis* var. *liquifaciens* is ubiquitous and has no value as an indicator of pollution. Geldreich and Kenner (1969) also concluded that *S. faecalis* var. *liquifaciens* constitute about 25 per cent of the total fecal streptococcus populations. Mundt (1963), Mundt and Graham (1968), and Geldreich *et al.* (1964) described the presence of fecal streptococci on plants and speculated on the role of insects as vectors. Kabler (1968) and Geldreich *et al.* (1964) described the isolation of fecal streptococci from insects. Clausen *et al.* (1977) presented a summary of the fecal streptococci occurrence in nature and stated that fecal streptococci should not be used as sanitary indicators for fruit or vegetables because of their association with vegetation.

Fecal streptococci are more resistant to chlorine than total or fecal coliforms (Silvey *et al.*, 1974; Dutka, 1973) and thus may be a more sensitive indicator of chlorine resistant pathogens and viruses. In fact, Cohen and Shuval (1973) compared survival of total coliforms, fecal coliforms, fecal streptococci and viruses in sewage and found that the samples taken before and after primary settling and biological filtration revealed that viruses were removed the least efficiently, followed by fecal streptococci. The coliforms, on the other hand, showed a much higher reduction. In open sewage ditches, viruses and fecal streptococci again showed the least die off (Cohen and Shuval, 1973). In fact, Anjaneyulu *et al.* (1976) have stated, for drinking water, that fecal streptococci should supplement or even supplant the existing status of coliforms as pollution indicators.

Verstraete *et al.* (1975), while monitoring bacterial populations that pass through cooling systems, noted that *E. coli* and fecal streptococci populations were magnified by a factor ranging from 1 to 7, when the water temperature was increased from 5° to 10°C. Thermal discharges and their effects on indicator organisms may require more investigation to help quantify this regrowth potential.

White and Spence (1976) found that fecal streptococci occurred in higher numbers than either total coliforms or fecal coliforms in both water and fecal samples collected in early spring from army camp areas near Fort Churchill, Manitoba. Van Donsel *et al.* (1967) also found that fecal streptococci survived much longer than fecal coliforms during spring and winter. This has led White and Spence (1976) to speculate that fecal streptococci may in fact be a more sensitive sanitary indicator than fecal coliforms in the Canadian North.

Rationale

1. Fecal streptococci levels have been shown to correlate well with illness rates associated with bathing in polluted waters.

2. Fecal streptococci could have an important role as a support parameter in the following applications:

   a) when assessing the quality of waters in which viral contamination is likely to occur;
   b) when determining the quality of organically rich water, especially those waters receiving chlorinated sewage effluent;
   c) when attempting to locate the source of fecal pollution; and

d) when assessing waters in the early spring or winter where it has been exceptionally cold, as would be the case in the Canadian North.

3.1.3 TOTAL COLIFORMS

LIMITS

No maximum acceptable limit for total coliform organisms has been set. Occasional monitoring for total coliforms may be useful for historical purposes and establish long-term trends.

CRITERIA

Description

Coliforms are the oldest indicators used to detect fecal pollution of water. A review of the very early basis for the use of coliform bacteria as indicators has been published previously (Environmental Health Directorate, 1977). In **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975) the total coliform group are considered to be comprised of the genera: *Escherichia, Klebsiella, Citrobacter,* and *Enterobacter (Aerobacter).* Among these, *Enterobacter* is infrequently present in the intestine (Winslow and Walker, 1907) and are often associated with soils (Geldreich *et al.*, 1962; Taylor, 1951) and vegetation (Geldreich *et al.*, 1964; Papavassiliov et al., 1967).

Total coliforms are described by operational definitions rather than precise physiological taxonomy. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975) defines the total coliform group as all aerobic and facultative anaerobic, Gram-negative, nonspore-forming, rod-shaped bacteria that ferment lactose with gas formation within 48 hours at 35°C, **or** all organisms that produce a colony with a golden-green metallic sheen within 24 hours at 35°C on an Endo-type medium containing lactose. Both the most probable number (MPN) and membrane filtration (MF) methods are subject to false-positive interference by lactose-fermenting *Aeromonas* (Clark and Pagel, 1977; Lupo *et al.*, 1977) unless the oxidase-negative characteristic of coliforms is added to their definition.

The ideal indicator of pathogens from a fecal pollution source should have the following characteristics (National Academy of Sciences, 1977):

a) applicable to all types of water;
b) present in sewage and polluted waters when pathogens are present;
c) number is correlated with the amount of pollution;
d) present in greater numbers than pathogens;
e) no after-growth in water;
f) greater survival time than pathogens;
g) absent from unpolluted waters;
h) easily detected by simple laboratory tests in the shortest time consistent with accurate results;
i) has constant characteristics;
j) harmless to man and animals.

Each of the points will be considered briefly:

a) Applicable to all types of water. Total coliforms have served as indicator organisms in drinking water, shellfish waters, sewage, fresh, and marine waters with varying degrees of success. While they are still considered the best indicator for finished drinking water (Health and Welfare Canada, 1979), they are gradually being replaced or supplemented by other indicator systems for most other applications.

b) Present in sewage and polluted waters when pathogens are present. Coliforms are present in raw sewage in numbers that far exceed pathogen levels (Bell *et al.*, 1978; Sattar, 1978a). It has been estimated that the average person excretes 1.95×10^9 coliforms per day in feces, while virus excretion occurs mainly in persons under 15 years of age with an average excretion rate for the entire population of 30 000 per day (Geldreich, 1978). While the level of coliforms is initially higher than pathogens from a fecal source, the survival rate of some pathogens is greater than that of total coliforms (McFeters *et al.*, 1974) which may result in higher pathogen levels than indicator levels in some situations. Gallagher and Spino (1968) found a poor correlation between total coliforms and pathogens they investigated. *Salmonella* could be isolated in waters receiving treated wastes after a 96 per cent reduction in total coliform. On the other hand, some waters with up to 16 000 total coliform/100 mL were negative for *Salmonella*.

c) Number is correlated with amount of pollution. While it is true, in general, that increased fecal pollution leads to higher numbers of total coliforms, the reverse, that increased numbers of total coliforms are due to increased pollution levels, is not always true. Elevated coliform levels may originate from soil (Van Donsel *et al.*, 1967) or be due to growth in nutrient-enriched waters, particularly near pulp and paper or textile mill effluents and other carbohydrate-rich waters (Dufour and Cabelli, 1976; Rokosh *et al.*, 1977; Vlassoff, 1977).

d) Present in a greater number than pathogens. Because coliforms so greatly outnumber pathogens in feces in the general population, and are also found in the environment in the absence of pathogens, it is not surprising that they almost always outnumber pathogens in natural waters. There are some well-documented cases, however, that illustrate that this is not always the case (Dutka, 1973). Most of these cases involve treated drinking water supplies where coliforms have been almost completely eliminated by treatment, whereas the pathogens have been either more resistant to treatment, or introduced by contamination after the water was treated.

e) No aftergrowth in water. Unfortunately, certain coliforms are capable of aftergrowth in water. Studies have shown considerable coliform regrowth in warm waters after sewage treatment and chlorination (Shuval *et al.*, 1973; Silvey *et al.*, 1974) and after release of coliform contaminated wastes, rich in nutrients, from pulp and paper plants. *Klebsiella* are particularly prone to multiplication in nutrient-enriched waters

(Bell *et al.*, 1978; Rokosh *et al.*, 1977; Dufour and Cabelli, 1976) and account for much of the uncertainty associated with the total coliform test (Dutka, 1973; Vlassoff, 1977).

f) Greater survival than pathogens. It is practically impossible to find a single indicator that has a greater survival than all pathogens under all conditions. Examination of factors involved in survival involves nutrient levels, temperature, sunlight and other antagonistic factors and is complicated by the likelihood that coliforms can grow in warm fresh water. Many studies have been performed to compare survival rates of coliforms and other organisms (Van Donsel *et al.*, 1967; Geldreich, 1970; Gallagher and Spino, 1968; Bissonette *et al.*, 1975; Mitchell and Starzyk, 1975). Several pathogens, including some enteric viruses, have longer survival times than coliforms depending upon the environmental stresses. A study performed in membrane chambers (McFeters *et al.*, 1974) showed coliforms to survive a shorter period of time than *Aeromonas* and *Shigella*, but longer than most *Salmonella* and *Vibrio cholerae*.

g) Absent from polluted waters. Apart from exceptionally pristine waters, it is rare to find natural waters devoid of coliform organisms. Coliforms have been found in large numbers in mountain streams draining watersheds essentially untouched by man (Goodrich *et al.*, 1970), in arctic soil and water (Boyd and Boyd, 1962), and in most types of soil (Geldreich *et al.*, 1962). They have also been found on insects (Geldreich *et al.*, 1964), on vegetation, fish (Geldreich and Clarke, 1966) and forest and farm produce (Duncan and Razzell, 1972). Sources of coliforms in waters devoid of human and animal fecal wastes include soil and air, or from growth in nutrient-enriched waters. Usually levels from such sources are low, with the exception of coliform growth in carbohydrate-rich waters. Their presence in recreational waters, when not associated with a health risk, can cause needless beach closure with the resultant inconvenience to potential users.

h) Easily detected by simple laboratory tests in the shortest time consistent with accurate results. Years of experience and refinement of the total coliform tests has resulted in the development of the most probable number (MPN) and membrane filtration (MF) methods that are reasonably simple and short (American Public Health Association, 1975). Some problems have been noted with various brands of media (Brown and Tracey, 1980). There is also some debate as to the accuracy of the methods, as *Aeromonas* is often the source of false-positive results (Clark and Pagel, 1977; Lupo *et al.*, 1977; Tobin *et al.*, 1980) unless oxidase-negative is added to the operational definition of total coliforms.

i) Has constant characteristics. The majority of coliform bacteria are determined by the MPN and MP tests. It has been shown, however, that 5 to 9 per cent of *E. coli* are lactose-negative and do not produce gas in the standard total coliform tests (National Academy of Sciences, 1977). Where present, these would tend to decrease the number of coliforms detected and minimize the perceived hazard of the water.

j) Harmless to man and animals. In general, coliforms fulfill this better than almost all other indicators. A small percentage of *E. coli* are enterotoxigenic and thus are considered pathogens (Craun, 1978). *Klebsiella pneumoniae* is known to be a secondary pathogen and is associated with pneumonia, infant diarrhea and a variety of infections (Brown and Seidler, 1973). *Enterobacter aerogenes* has been implicated in urinary tract infections and *Enterobacter cloacae* has been isolated from human bacteremias, urinary tract and other infections (Brown and Seidler, 1973).

In summary, total coliforms are considered a poor fecal indicator, mainly due to the ability of coliforms to proliferate in the environment and also their many possible sources. The present main importance of total coliforms is their sensitivity as the primary indicator of finished drinking water quality, where the presence of even a single coliform/100 mL is sufficient cause for investigation. Where routine ingestion of large amounts of water is not expected, the total coliform indicator is of very little importance in view of the better indicators which are available. It does have some historical value in view of its use over an extended period of time and could be continued to be used for the purpose of following trends and monitoring nutrient enrichment.

It should be noted that total coliform bacteria are still used as recreational water quality indicators by some agencies (Table 1, Section 3.1.1.).

Association With Pathogens

A review of the epidemiological studies performed to date has already been presented (section 3.1.1). Stevenson (1953) found bathing-associated illness in waters polluted with between 2300 to 2700 total coliforms/100 mL, while Moore (1959) could not find measurable disease incidence where total coliforms were less than 10 000/100 mL. In the more recent studies by Cabelli *et al.* (1975, 1976a, 1979) total coliforms were poorly correlated with gastrointestinal disease rates as compared to other indicators such as *E. coli* and fecal streptococci.

Occurrence in the Aquatic Environment

There is an extremely wide range of total coliform levels in the aquatic environment. Due to the abundance of data on this parameter, it may be useful to compare long-term trends in water quality, particularly with regard to discharges into rivers and lakes, and organic nutrient levels.

Rationale

1. Total coliforms are not invariably associated with fecal pollution and are capable of significant multiplication in the environment.
2. Total coliforms are not reliably correlated with disease incidence or bather load in recreational waters.
3. No limits are set for this indicator system. Total coliform measurements may be made occasionally for historic purposes and to indicate long-term trends in nutrient loading.

TABLE 1:

Summary of maximum limits for coliforms in primary contact recreational water presented by various agencies.

Agency	Sampling Regime	Total Coliforms
1. (U.S.) National Technical Advisory Committee	Not less than 5 samples taken over not more than a 30-day period	—
2. Province of British Columbia	Not less than 5 samples taken over not more than a 30-day period	—
3. Inland Waters Directorate, Department of the Environment	—	≤500/100 mL
4. Alberta Environment	Not less than 5 samples taken over not more than a 30-day period	Geometric mean ≤1000/100 mL
5. Ontario Ministries of Health, Environment	At least 10/30 days	Geometric mean ≤1000/100 mL
6. Committee of the Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers	—	—
7. World Health Organization	—	—
8. U.S. Environmental Protection Agency	Not less than 5 samples taken over not more than a 30-day period	—
9. Saskatchewan Environment	Not less than 5 samples taken over not more than a 30-day period	Geometric mean ≤1000/100 mL
10. Manitoba Clean Environment Commission	Not less than 5 samples per month	Median <500 MPN/ 100 mL

Fecal Coliforms	Other	Reference
≤200/100 mL, nor shall more than 10% of the samples exceed 400/100 mL	—	National Technical Advisory Committee, 1968
Running geometric mean ≤200/100 mL, nor shall more than 10% of the samples exceed 400/100 mL	—	Province of British Columbia, 1969
≤200/100 mL	—	Environment Canada, 1972
Geometric mean ≤200/100 mL	—	Alberta Environment, 1977
Geometric mean ≤100/100 mL	Fecal streptococci, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*	Ontario Ministry of Health, 1975; Ontario Ministry of the Environment, 1978
Geometric mean ≤200/100 mL. No sample to exceed 1000/100 mL	Fecal streptococcus, *Pseudomonas*	Committee of the Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers, 1975
E. coli ≤1000/100 mL	—	World Health Organization, 1975
Geometric mean ≤200/100 mL nor shall more than 10% of the samples exceed 400/100 mL	—	U.S. Environmental Protection Agency, 1976
Geometric mean ≤200/100 mL	—	Saskatchewan Environment, 1977
Median <200 MPN/100 mL	—	Province of Manitoba, 1979

3.2 PATHOGENIC ORGANISMS

3.2.1 CANDIDA ALBICANS

MAXIMUM LIMITS

No limits are specified for *Candida albicans* at this time. Monitoring for this organism may be undertaken where deemed necessary in order to better assess its prevalence and health significance in aquatic environments.

CRITERIA

Description

The yeast *Candida albicans* is a known component of the body flora of humans and a serious opportunistic pathogen. It is a "typical" yeast in that cells are generally ovoid and not routinely of a characteristic shape; asexual reproduction occurs by bipolar budding; there is no unique pigment, and fermentation occurs in carbohydrate medium (Buck, 1977). It can be differentiated from other yeasts by the formation of germ tubes and chlamydospores (Ahearn, 1974) Germ tubes are elongated cell extensions 3 to 4 um wide and up to 20 um long with no constriction at the point of origin; they are generally produced when cells are incubated at 37°C for 2 to 3 hours in calf serum or in a suitable germ tube-inducing medium. Clamydospores are large, thick-walled bodies formed during growth of *C. albicans* on corn meal or oxgall agar at 22 to 26°C.

Several media are available for the enumeration of *C. albicans* from clinical and environmental samples (Guarraia, 1973; Emmons *et al.*, 1977) but it is only with the development of a new membrane filter method (mCA) (Buck and Bubucis, 1978) that routine enumeration in natural waters is practical. The method involves filtration of several hundred millilitres of water through membrane filters (1 to 2 um) and incubation on a selective defined medium containing chloramphenicol and cylohexamide and incubation at 37°C for 2 to 3 days. Typical *C. albicans* colonies are chocolate-brown, about 1 to 2 mm, raised, domelike, with a matte surface texture. The method has been shown to be very selective, with good specificity (about 90 per cent) and accuracy (80 per cent) (Buck and Bubucis, 1978). Although no "standard" method is yet available, the above procedure has been proposed as a standard method by the American Society for Testing and Materials Task Group D19.24.01.02 and it appears in a detailed format in the Environment Canada publication **Methods for Microbiological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments** (Environment Canada, 1978).

Source and Pathogenicity

C. albicans is considered to be a normal saprophytic component of the body flora of humans (Winner and Hurley, 1964) as well as certain animals. It occurs in the alimentary and genito-urinary tracts of humans and animals (Ahearn, 1974, 1978; Gentles and La Touche, 1969). Under certain conditions, however, this balance can be disturbed, and it can become pathogenic to man. *C. albicans* is the most pathogenic and most commonly found species of *Candida* and causes a variety of

superficial infections (candidiasis) including "thrush" infections of the mouth or vagina (Gentles and La Touche, 1969), as well as skin and eye infections (Beneke and Rogers, 1970; Emmons *et al.*, 1977). Trauma by skin maceration or other debilitating conditions may permit infection by *C. albicans*.

The association between candidiasis and recreational water has not been conclusively established, although Brisou (1975) commented on the increasing vaginal infections among women frequenting marine beaches contaminated with intestinal yeasts. The possibility of *C. albicans* as a health hazard was also pointed out by Kishimoto and Baker (1969).

C. albicans in the environment originates from the feces and urine of humans, animals (Winner and Hurley, 1964), and birds (Gentles and La Touche, 1969; Hansenclever and Kocan, 1975). A review of sources of environmental pollution (Buck, 1977) concluded that there are no truly autochthonous populations of the yeast in nature; all isolates come from host excretions, whether humans, birds, or animals. Survival of the organism in natural waters for over six weeks may be common, but reproduction in this milieu in the absence of a host is not considered likely. *C. albicans* has been found in raw sewage (Ahearn, 1973; Buck and Bubucis, 1978; Sherry *et al.*, 1979a), in sewage settling ponds (Ahearn *et al.*, 1968), and in some unchlorinated sewage treatment plant effluents (Sherry *et al.*, 1979a) but rarely occurs in properly treated sewage. *In vitro* survival of the organism in distilled water (Ahearn, 1973), lake water (Buck, 1978) and seawater (Dzawachiszwili *et al.*, 1964) has been demonstrated.

Occurrence in the Aquatic Environment

Few data exist on the levels of *C. albicans* in natural waters in Canada due to the novelty of the method for their enumeration. However, scientists in Canada are beginning to use the new membrane filter (mCA) method (Buck and Bubucis, 1978) to determine levels of this opportunistic pathogen in various types of water. Sherry *et al.* (1979b) examined the incidence of *C. albicans* in four recreational beaches in Lake Ontario during the swimming season (June-September) in 1977. They found levels of *C. albicans* varying from 0 to 25 colony-forming units per litre, while *Pseudomonas aeruginosa* ranged from 0 to 100/100 mL, fecal coliforms from 1 to 3200/100 mL, and fecal streptococci from 1 to 3900/100 mL. The highest levels of *C. albicans* were found in those beaches with the highest fecal contamination levels and were usually most abundant within one metre of the shore. Contamination in this region is most likely to affect small children who tend to remain in the shallow, nearshore water. It should be noted that *C. albicans* levels were low, and where they were present to any significant extent, the fecal coliform counts were considerably greater than 200/100 mL and thus served as adequate indicators. Whether this is the general situation, however, cannot be predicted until more extensive surveys have been performed.

Rationale

1. *Candida albicans* is an important pathogen in addition to being a potential fecal indicator. However, clear association has not been established between water-related recreation and *C. albicans* infections.

2 Good methods are now available for the enumeration and identification of this

organism and they are currently being standardized.

3. Due to the lack of evidence of recreation-associated illness caused by *C. albicans* and the paucity of data on the density and distribution in natural waters, no limits are set for this organism.

4. Further monitoring data and epidemiological evidence should be obtained in order to determine the health significance of *C. albicans* in recreational waters.

3.2.2 PSEUDOMONAS AERUGINOSA

MAXIMUM LIMITS

No maximum limit has been proposed for *Pseudomonas aeruginosa* in bathing areas. Instead, it is recommended that *P. aeruginosa* be used as a parameter to assist in interpreting the results of sanitary surveys of recreational waters. Since *P. aeruginosa* is an opportunistic pathogen, a health hazard should be considered to exist when it can be enumerated and frequently isolated from a bathing area.

CRITERIA

Description

Pseudomonas aeruginosa possesses a high level of biochemical versatility and resistance to antibacterial agents. As well as being a pathogen to man and animals and causing a variety of infections, including skin rashes and otitis externa, *P. aeruginosa* is active as a spoilage organism, attacking many common and exotic substrates (Hoadley, 1977). *P. aeruginosa* is a Gram-negative, rod-shaped bacterium motile by means of polar flagella. This organism typically requires no growth factors, hence it can multiply in mineral media containing very low levels of organic material.

Pathogenicity

P. aeruginosa has been identified as the causitive agent in many infections. These organisms seem capable of infecting plants, insects, animals and birds as well as humans. *P. aeruginosa* infections are most frequent and dangerous in nurseries and among hospital patients with cancer, burns and tracheotomies (Hoadley, 1977). Hoadley (1977) extensively reviewed cases and outbreaks in Europe and North America.

Cabelli *et al.* (1979) and McKee and Wolfe (1963) claimed that most reports of swimming-associated illness implicated non-enteric infections; *P. aeruginosa* has been implicated in non-enteric infections associated with bathing. Jones (1965) claimed that *P. aeruginosa* was the major etiological agent in otitis externa. Seyfried (1973) and Hoadley and Knight (1975) supported this finding. Seyfried isolated an identical serological strain from a pool and an otitis externa-infected peson who was using the pool. Hoadley, using telephone surveys, reported that the frequency of "ear aches" among swimmers was 2.4 times higher than among non-swimmers, also the chance of acquiring otitis externa, as reported by physicians, increased by five times over the general population. Young and Armstrong (1972) and Hoadley

(1968) reported the isolation of *P. aeruginosa* from skin and the outer ear. Craun (1976) reported the isolation of the same serotype of *P. aeruginosa* from a swimming pool and from the skin lesions of two affected bathers. McClausland and Cox (1975) reported that *P. aeruginosa* caused a rash outbreak among bathers at another pool. However, Cabelli *et al.* (1975) indicated that they were not sure how frequently the source of the organism was endogenous as opposed to exogenous in origin.

Although Hoadley and Knight (1975) observed measurable health effects associated with swimming in sewage polluted waters, Cabelli *et al.* (1979) were not able to show a good agreement between *P. aeruginosa* levels and the differential (swimmers minus non-swimmers) rate of gastrointestinal symptoms. Leggatt and Fung (1975) on the other hand, observed a good relationship between *P. aeruginosa* levels and the bather load at two separate beaches in Ontario.

P. aeruginosa appears to be quite resistant to chlorination (Black *et al.*, 1970; Fitzgerald and Der Vartanian, 1969). Perhaps of more concern is the fact that *P. aeruginosa* is quite resistant to anti-bacterial agents in general (Dutka, 1973). This resistance is of great concern in the therapeutic treatment of *P. aeruginosa* infections.

Occurrence of *P. aeruginosa* in the Aquatic Environment

P. aeruginosa can be isolated from raw or treated sewage in appreciable but variable numbers; however, *P. aeruginosa* is infrequently isolated from the feces of normal individuals and then only in low numbers (Cabelli *et al.*, 1979). Hoadley (1977), suggested that *P. aeruginosa* can also be isolated from the fecal wastes of animals associated with man, although there appears to be very little relationship between the numbers of *P. aeruginosa* and other pathogens or fecal indicators. In fact, Cabelli *et al.* (1976b) claimed that *P. aeruginosa*, "because of its poor reliability as an indicator of fecal pollution, cannot be used as a basis of water standards for the prevention of enteric diseases during the recreational use of surface waters". They based this statement on their observations of geographical and seasonal density fluctuations as well as many non-fecal reservoirs of *P. aeruginosa*, and the ability of this organism to multiply in waters with low nutrient content. Other researchers have also noted this characteristic. Lanyi *et al.* (1966) observed that *P. aeruginosa* seemed to survive longer in water than did coliforms. Geldreich (1976) isolated *P. aeruginosa* from bottled drinking water, and observed rapid multiplication of this organism in reservoirs and commercially-prepared distilled water. On the other hand, Hoadley (1977) noted that *P. aeruginosa* was not generally present in drinking water supplies unless gross contamination was present and Ringen and Drake (1952) were unable to recover this organism from surface or supply waters free from fecal contamination.

Dutka (1973) considered *P. aeruginosa* to be ubiquitous, although Dukta (1979) later revised this opinion since he found that *P. aeruginosa* were virtually absent in the central parts of the Canadian Great Lakes and in Hudson Bay waters. Based on studies conducted on the Great Lakes and many inland lakes in Ontario, Burger (1980) found that *P. aeruginosa* was absent, except in nearshore areas and/or populated areas. Burger suggested that the ubiquitous proliferation of *P. aeruginosa* reported in the United States is temperature related and hence tends to be more of a problem in warmer areas than in Canada.

P. aeruginosa has also been isolated from soil, stormwater runoff and vegetation (Geldreich, 1976). Foster *et al.* (1971) even suggested a relationship between algal blooms and *P. aeruginosa* populations. Hoadley (1977) extensively reviewed the various substrates that can support *P. aeruginosa* growth.

Cabelli *et al.* (1976b) suggested that the *P. aeruginosa* (PA) to fecal coliform (FC) relationship can indicate the origin of contamination. However, this association has proven to be somewhat variable.

Rationale

1. Although sewage appears to be the main souce of *P. aeruginosa* (Hoadley, 1968), this organism should not be used as an indicator of fecal pollution. *P. aeruginosa* could, however, be used as a sanitary indicator for swimming pools and bathing areas (Geldreich, 1976; Hoadley and Knight, 1975), largely based on the fact that *P. aeruginosa* is a pathogen and can cause otitis externa as well as other infections.

2. In general, *P. aeruginosa* has been suggested as an example of a pathogenic organism, whose presence in a bathing area should be considered as a possible health risk (Ontario Ministry of the Environment, 1978). This role, as an indicator of a potential health risk associated with bathing areas and swimming pools, is perhaps the most realistic application of *P. aeruginosa* in recreational areas. Since a reliable membrane filtration technique to enumerate *P. aeruginosa* in water has been developed (Levin and Cabelli, 1972), *P. aeruginosa* could be monitored in conjunction with epidemiological data (especially of otitis externa) for recreationally used beach areas.

3.2.3 SALMONELLA

MAXIMUM LIMITS

No objective is proposed for *Salmonella* concentrations in recreational waters. Instead, it is recommended that *Salmonella* be used as a parameter to assist in interpreting the results of sanitary and microbiological surveys of recreationally used waters. Since virtually all *Salmonella* species are potential pathogens, a health hazard should be considered to exist when *Salmonella* can be consistently isolated from a bathing area.

CRITERIA

Description

Salmonella species are members of the family Enterobacteriaceae, and are Gram-negative, motile, straight rod-shaped bacteria that ferment glucose but not lactose. Because of the antigenic complexity of the *Salmonella* genus, organisms within this group are often identified by serotype as opposed to species.

Salmonella have been isolated from bottom sediments in higher numbers than from the overlying waters (Van Donsel *et al.*, 1971; Hendricks, 1971). This was linked with prolonged survival of *Salmonella* in the sediments. Van Donsel and Geldreich (1971) suggested that *Salmonella* begin to be isolated from the sediments

only when the fecal coliform levels reach 200/100 mL. A relationship between the presence of *Salmonella* and the levels of fecal coliforms in water has been noted (Smith and Twedt, 1971; Smith *et al.*, 1973; Geldreich *et al.*, 1968; Hoadley *et al.*, 1974). It appears that *Salmonella* can be consistently isolated from surface waters where the fecal coliform levels are above 200/100 mL. Smith and Twedt (1971) demonstrated that the frequency of isolation of *Salmonella* was 85 per cent when fecal coliforms ranged from 200 to 2000/100 mL. Geldreich (1972b) added that *Salmonella* should occur with near 100 per cent frequency, when fecal coliform levels exceed 2000/100 mL.

Smith *et al.* (1973) observed that the *Salmonella* were recovered with a higher frequency when the fecal coliform to fecal streptococcus ratio was less than 0.7 than when the fecal coliform to fecal streptococcus ratio was greater than 4.0. This suggests that the concentration of *Salmonella* is higher from animal sources than from human sewage. Sayler *et al.* (1976) on the other hand, did not find a strong relationship between the presence of *Salmonella* and indicator organisms.

Geldreich (1970) insisted that the presence of *Salmonella* does not signify the occurrence or absence of other pathogens. However, Gallagher and Spino (1968) have recommended that coliform studies be supplemented with quantitative *Salmonella* examinations whenever stream or effluent studies are being considered. In addition, Dutka and Bell (1973), suggested that all members of the genus *Salmonella* are potentially pathogenic and when these organisms are present, bacteriologists should consider this a health hazard. This approach has been adopted by Environment Ontario. *Salmonella* has been suggested as an example of a pathogenic organism whose presence in a bathing area should be considered a potential health risk (Ontario Ministry of Environment, 1978).

Pathogenicity

Salmonellosis is any disease in man or animal where the causative agent is the *Salmonella* bacterium. The symptoms of this infection include acute gastroenteritis, enteric fever and septicemia. Salmonellosis is a world-wide animal and human health problem that is compounded by the large number of *Salmonella* serotypes and the widespread occurrence of this organism. Nine hundred to 1200 different *Salmonella* serotypes have been recognized (American Public Health Association, 1975).

Reasoner (1976) stated that the number of isolates of *Salmonella* from humans has been increasing steadily since 1969. In Canada, incidents of *Salmonella* infection have also been increasing. The 500 cases diagnosed annually probably represent about 1 per cent of the total human *Salmonella* infections (Vanderpost and Bell, 1975). There have also been a number of reports of salmonellosis in communities where water supplies are considered to meet coliform standards (Dutka and Bell, 1973). However, Palmateer (1980) was able to isolate *Salmonella* serotypes from surface water containing the effluent from poultry and meat packing plant operations. It was confirmed that four of the serotypes isolated (*S. bareilly, S. infantis, S. schwarzengrund* and *S. typhimurium*) had been identified as the causative agents of several outbreaks of salmonellosis in Ontario.

Salmonella infection rates are generally much higher in animals than in humans (Van Donsel and Geldreich, 1971). However, salmonellosis is highly contagious in man and frequently a cause of "food poisoning". It is estimated that there are

between 100 000 and 1 000 000 human cases of salmonellosis with 500 deaths occurring annually in the U.S. (Morse *et al.*, 1976). *Salmonella* infections have been described in farm animals (Prost and Riemann, 1967; Gibson, 1965) and wild animals (Geldreich, 1970; Reasoner, 1976). Reasoner (1976) also reviewed the isolation of *Salmonella* from birds, cats and some reptiles.

Reasoner (1979) reported that domestic and wild animals are a significant *Salmonella* reservoir and some of these animals are "carriers" without showing overt disease. He also concluded that the effluents from slaughter houses and meat packing plants contribute to the recycling of infections in animals. Kampelmacher *et al.* (1977) traced the environmental cycle of *Salmonella* in the Netherlands. Specific *Salmonella* species have been introduced to the Netherlands on imported contaminated meat. They passed through the sewage to surface waters and then on to wild and domestic animals as well as humans. They can also be transferred directly or indirectly onto plants and foods.

Reasoner (1976) isolated *Salmonella* organisms with increased resistance to various antibiotics. Bell *et al.* (1978) isolated *Salmonella* species from the North Saskatchewan River, that were resistant to five antibiotics including some drugs of choice. They speculated that the environmental cycle of such resistant bacteria could have serious consequences to future antibiotic therapeutic practices. Qureshi (1977) isolated four *Salmonella* serotypes from urban stormwater samples collected from Toronto and Guelph. These four serotypes are among those often isolated from humans during recent years.

Dudley *et al.* (1976) developed a mathematical model to quantitatively estimate the recreational user health risk due to exposure to *Salmonella* in recreational waters. He concluded that more research is required to develop standardized quantitative *Salmonella* detection techniques for routine use with recreational waters, before his model can be used effectively.

Occurrence in the Aquatic Environment

Salmonella has been isolated from raw sewage in mean densities of 3000 organisms/L (Yaziz and Lloyd, 1979). However, *Salmonella* levels in sewage can be greatly reduced by effective sewage treatment and disinfection. Yaziz and Lloyd (1979) measured 99.8 per cent removal of *Salmonella*. However, they cautioned that more emphasis should be placed on the actual quality of the effluent rather than the percentage removal efficiencies. Schiemann *et al.* (1978) and Kampelmacher *et al.* (1977) also noted a great reduction in *Salmonella* levels after sewage disinfection. Schiemann suggested a good positive correlation exists between the rate of demise of both *Salmonella* and indicator organisms in disinfected effluents.

Reasoner (1976) and Hoadley *et al.* (1974) observed that effluents from packing houses and meat packing plants were another major source of *Salmonella*, especially since these effluents are not always disinfected. Qureshi (1977) readily isolated *Salmonella* from aliquots of stormwater as small as 10 mL. Geldreich *et al.* (1968) and Claudon *et al.* (1971) also noted an abundance of *Salmonella* in stormwater.

Cherry *et al.* (1972) found that 65 per cent of the samples taken from moderately polluted waters contained *Salmonella*; 38 per cent of the samples taken from minimally polluted waters were positive for *Salmonella* while 44 per cent of samples from unpolluted streams were positive for *Salmonella*.

Van Donsel *et al.* (1967) indicated that *S. typhimurium* was still able to infect humans after surviving 280 days in contaminated soil. Van Donsel and Geldreich (1971), and Smith *et al.* (1973) maintained that *Salmonella* has similar characteristics to fecal coliforms, whereas Thomason *et al.* (1975) speculated that even harsh geographical environments (provided that moisture was not limiting) could serve as an ecological niche for the survival and transmission of *Salmonella*.

Rationale

1 *Salmonella* organisms are potentially pathogenic, and a potential health risk should be considered to exist if these organisms can be consistently isolated from a bathing area.

2. Although the methods for the isolation of *Salmonella* have not been standardized, those used by most of the researchers are quite similar, differing only in one or two of the media or incubation temperatures used. These differences are usually keyed to environmental conditions peculiar to each sampling area and are aimed at increasing the frequency of isolation of the *Salmonella* organisms. The cost of isolating *Salmonella* is also decreasing with the development of new techniques (for example, multi-test biochemical identification system and the simplified serotyping methods). At the present rate of technique development, *Salmonella* could become a routine test parameter in most water microbiology laboratories in the near future.

3. *Salmonella* can be considered as a support parameter to aid regulatory agencies in determining the health risk involved in using waters for recreation.

3.2.4 SHIGELLA

MAXIMUM LIMITS

No maximum limits are specified for *Shigella*. Sampling for this organism in waters used for recreation should be carried out when there is epidemiological or other evidence of its presence in the water, or in order to assess the hazards of excessive utilization of the water with possible person-to-person transfer of pathogens.

CRITERIA

Description

Members of the genus *Shigella* are typically Gram-negative, non-motile, lactose-negative organisms that do not produce hydrogen sulphide. Shigellae are enteric bacilli and have been the main etiological agents of bacillary dysentery (Lund, 1978). Shigellosis, the infection caused by *Shigella*, can be transmitted through person-to-person contact, poor quality drinking water, or contaminated food. On a few occasions its transmission has been reported through bathing in contaminated waters. However, very few studies have been carried out to detect *Shigella* in the aquatic environment, mainly because there are no standardized methods for detection or enumeration of *Shigella* in water. The methodologies that have been used to examine water for *Shigella* are reported to have low sensitivity and can only be

considered qualitative (Wang *et al.*, 1966; Geldreich, 1972a).

Pathogenicity

McCabe and Craun (1975) reported that *Shigella*, and especially *Shigella sonnei*, were the most commonly identified pathogens causing waterborne disease outbreaks during 1971 to 1972 in the United States and Canada. These outbreaks were associated with polluted drinking water. A severe outbreak of shigellosis associated with swimming in the section of the Mississippi River below Dubuque, Iowa has been documented (Anon., 1974; Rosenberg *et al.*, 1976). As a result of the follow-up on this epidemic, Rosenberg *et al.* (1976) remarked that shigellosis — "a disease that can be caused by ingestion of only 10 to 100 organisms — can be contracted by swimming in polluted waters". This was the first epidemic of shigellosis that could be linked with bathing.

The symptoms of shigellosis range from a mild transitory diarrhea to vomiting, abdominal pains, fever and profuse bloody feces. Cabelli (1979) in reconstructing the epidemiological evidence from the shigellosis outbreak at Dubuque, concluded that, although the fecal coliform indicator bacterial levels exceeded 200/100 mL for a period of several years, a critical level of *Shigella* carriers or ill individuals discharging into the environment had to occur before there would be an outbreak of shigellosis.

Occurrence in the Aquatic Environment

Shigella can be isolated from the feces of warm blooded animals and sewage. Lund (1978) suggested that it tends to survive for a relatively short period of time in the environment. Hendricks (1972), using autoclaved river water collected downstream from a sewage outfall, found that *Shigella* grows best at 30°C and reproduces at a rate 2 to 3 times slower than coliforms. He observed little or no growth at temperatures of 5° to 20°C. Wang *et al.* (1966) found that the organism survives longer in waste water at 15°C than at 25°C. Andre *et al.* (1967) observed that *Shigella* persisted in untreated farm pond water for 12 days. Other survival characteristics are reviewed by Geldreich (1972a). These include an appreciable reduction in survival time by the use of aeration or by the reduction of the pH below 7.6.

Rationale

1. *Shigella* has been identified as an important waterborne pathogen. However, standardized methodologies for *Shigella* detection and enumeration will be required before routine monitoring can be undertaken.

2. The number of outbreaks of shigellosis appear to be more closely related to the "discharging population" than to the number of indicator bacteria even when they exceed the criteria. Cabelli (1979) suggested a predictive relationship of swimming associated illness, relative to the rate of illness in the discharging population, and indexed by an appropriate water quality indicator. However, this approach will require considerable further study.

3. No maximum limits are specified for *Shigella*. Monitoring may be carried out where warranted on the basis of epidemiological or other data. The repeated

isolation of this pathogen may be presumed to represent a health hazard to bathers.

3.2.5 STAPHYLOCOCCUS AUREUS

MAXIMUM LIMITS

No limits are specified for *Staphylococcus aureus*. Sampling for this pathogen should be carried out when there is epidemiological or other evidence of its presence in the water or in order to assess the hazards of excessive utilization of the water with possible person-to-person transfer of pathogens.

CRITERIA

Description

The *Staphylococcus* genus comprises Gram-positive, catalase-positive cocci that ferment glucose and grow aerobically and anaerobically. *Staphylococcus aureus* is identified by its ability to coagulate rabbit plasma in the presence of anticoagulating agents. Other important diagnostic tests include the anaerobic fermentation of mannitol and the production of a heat-stable nuclease (Evans, 1977). Six biotypes exist that can be related to the animals that are their usual hosts (Dimitracopoulos *et al.*, 1977).

Staphylococcus is not considered to be a natural inhabitant of environmental waters and is usually unable to grow there. It requires many organic nutrients to grow in water above 20°C and grows little, if at all, below 10°C. It is, however, resistant to many environmental influences and can survive for relatively long periods of time. The presence of staphylococci in recreational waters is considered to be mainly due to discharges from the mouth, nose and throat of swimmers as well as from the skin surface. These organisms have been shown to be derived from bathers, mainly in studies on swimming pools (Mallman, 1962; Favero *et al.*, 1964; Paul, 1972; Palmquist and Jankow, 1973), with a few studies being done on natural waters as well (Oriz, 1977). The fourteenth edition of **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975) identifies staphylococci as among the pathogens of human origin in natural bathing beaches. The extent and magnitude of the contribution of animals and land run-off to the total staphylococcal load has not been well documented.

Pathogenicity

S. aureus is considered to be the major pathogen of this genus. It is responsible for most purulent infections including boils and infected cuts and scratches (Evans, 1977). Seyfried (1973) reported one case of ear infection associated with swimming in a contaminated pool. There are no convincing data on the frequency of illness and the degree of pollution of recreational waters at this time.

In spite of the paucity of information that would allow an estimate of risk to be made for water of a particular quality, some maximum levels have been proposed. Limits suggested for safe bathing range from a "cocci" index of < 15/100 mL (Seligman, 1951, cited in Favero *et al.*, 1964) to 100/100 mL (Favero *et al.*, 1964). The total staphylococci index has, in general, been favoured over a *S. aureus* index

for purposes of health protection.

Occurrence in the Aquatic Environment

Limited data would indicate that *Staphylococcus* is present at relatively low levels at Canadian beaches. One study revealed the presence of 10 to 40 staphylococci/100 mL in urban run-off (Department of the Environment, Canada and Ontario Ministry of the Environment, 1978). Studies performed by Seyfried (1973) demonstrated levels of between 30 and 90/100 mL on one of three Lake Erie beaches which were tested. Two of three Lake Ontario beaches were positive for *S. aureus*. Two of three Ontario conservation areas were positive for staphylococci, one being coagulase-positive.

A more recent study (Seyfried, 1980) of several Great Lakes beaches revealed the consistent presence of staphylococci. Of 12 Lake Ontario beaches studied, the modes ranged between 10 and 122/100 mL, with very few *S. aureus* being detected. In water from 10 Lake Erie beaches, modes ranged from 28 to 380/100 mL. In water from 7 Lake Huron beaches, modes ranged from 7 to 49/100 mL.

Rationale

1. *Staphylococcus aureus* is known to be a major pathogen to man. It is responsible for boils, ear infections, and other purulent infections.
2. Few data are available on the distribution and sources of staphylococci in recreational waters. Furthermore, the relationship between bather density and levels of this bacterium in the water have not been elucidated.
3. There are few data on the relationship between bather illness and staphylococci levels in the water. The development of a new membrane filtration method for the enumeration of *S. aureus* (Alico and Dragonjac, 1978) may assist in the development of this relationship.
4. For these reasons, no limit is being established for staphylococci at this time. Monitoring and epidemiological studies for this pathogen are recommended.

3.2.6 VIRUSES

MAXIMUM LIMITS

No limits are specified for human pathogenic viruses. Occasional monitoring for viruses can be carried out to determine their distribution and relationship with disease incidence in recreational waters.

CRITERIA

Description

Viruses are submicroscopic particles, composed mainly of protein and nucleic acids, that are replicated within a host. They have no metabolic processes, so are unable to replicate themselves outside the host, but they are generally very resistant and can remain infective over extremely long periods of time. The viruses

most significant in relation to water-borne diseases are those that infect the gastrointestinal tract and are released in feces (the enteric viruses). There are over one hundred such viruses, including those in the following groups: enteroviruses (polioviruses, echoviruses, and coxsackieviruses) reoviruses, adenoviruses, rotavirus, hepatitis A virus and other enteric viruses, including gastroenteritis viruses and Norwalk agent (Environmental Health Directorate, 1977). The presence of some of these viruses in water may be due to animal wastes, but generally it is due to pollution by municipal sewage or other sources of human waste. In contrast to fecal coliform bacteria and other fecal coliforms that are present in feces from nearly all humans, viruses are excreted only from infected individuals (United States Environmental Protection Agency, 1978b). Often these viruses are excreted by symptomless carriers in the under-15 years age group (Ramoz – Alverez and Sabin, 1956). It is established that virus levels in water vary markedly on an hourly, daily and seasonal basis (Berg and Metcalf, 1978), whereas the total and fecal coliform levels are generally more stable. For these reasons, the ratio of viruses to total coliforms of 1:65 000 that has been calculated from mean excretion rates does not hold true under many situations (Scarpino, 1975). Berg and Metcalf (1978) have demonstrated that fecal coliforms do not occur in any constant ratio to enteric viruses either. There are many examples of cases where viruses have been found in the absence of detectable fecal coliforms (Berg, 1978) and many more where significant levels of viruses have been found where the waters were well within the bacteriological limits prescribed for recreational waters (Goyal *et al.*, 1978).

Since the methodology for determination of viruses in large volumes of fresh (Wallis *et al.*, 1972) and seawater (Payment *et al.*, 1976) has been developed and standardized to some extent (American Public Health Association, 1975), some investigators have recommended that viral standards for recreational waters be established. Melnick (1976) suggested a limit of 1 detectable infectious virus unit per 10 U.S. gallons (37.9 L) of recreational water. Shuval (1975) concurred with these limits and recommended that tentative limits be established. In Canada, a limit of 1 tissue culture infectious dose in 40 L has been suggested by Payment (1977) and 1 detectable infective unit of human pathogenic virus in 10 L when a 100 L sample is examined has been proposed by Sattar (1978a). Metcalf (1978), on the other hand, expressed the view that bacterial standards remain the acceptable choice for routine monitoring even though a case could be made in favour of virus standards, particularly where fecal coliforms disappear rapidly and viruses persist, such as at ocean bathing beaches.

Pathogenicity

The most significant viruses with the potential for recreational water transmission are polioviruses and hepatitis A virus because of their severity and established waterborne spread. Other enteric virus diseases are probably more widespread than these, however, causing gastroenteritis, fevers, respiratory ailments, eye infections, bladder infections, and others (Sattar, 1978b). While it is generally realized that the variety of viruses and the diseases they cause is large, there is still uncertainty as to what constitutes an infectious dose for humans. It has been postulated that a single tissue culture infective dose (presumably a single virus particle) can potentially infect a human (Plotkin and Katz, 1967). Even if this is not

the case for all viruses, it is clear that the infective dose is much lower than for almost all bacterial and mycotic diseases, thus necessitating detection of viruses at much lower levels than pathogenic bacteria.

The majority of viral diseases such as gastroenteritis that may be acquired while bathing in polluted recreational water are not notifiable diseases, and most do not require treatment by a physician. The lack of any central reporting of such illness, coupled with rapid person-to-person transmission has made it extremely difficult to determine the existence of waterborne viral diseases (Pipes, 1978). There exists, therefore, few well documented cases of bathing-associated viral illnesses. Paffenbarger *et al.* (1959) noticed that respiratory illnesses seemed to spread through personal contact between swimmers in a boys' camp. Hawley *et al.* (1973) were able to isolate coxsackievirus B_5 from a recreational lake during an epidemic of this virus at a camp. The evidence was insufficient to establish that swimming was the primary route of exposure. An outbreak of hepatitis A was caused by drinking polluted lake water inadvertently ingested or accidentally swallowed during swimming, or both (Bryan *et al.*, 1974). Denis *et al.* (1974) were able to isolate coxsackievirus A_{16} from children who became ill after swimming in a lake as well as from the lake water itself. A reported case of echovirus meningitis associated with bathing in recreational water occurred in Europe (Walter-Offenhauser and Horn, 1974, cited in Berg and Metcalf, 1978).

Occurrence in the Aquatic Environment

The development of portable virus concentrators capable of processing hundreds of litres of water (Wallis *et al.*, 1972) has made it possible to carry out environmental studies, but the high cost of carrying out these analyses has prevented their widespread use. Several studies have investigated virus levels in sewage (Sattar and Westwood, 1977; 1978; Subrahmanyan *et al.*, 1979), rivers (Subrahmanyan, 1977; Sattar and Westwood, 1977), and lakes (McLean, 1964; Subrahmanyan, 1977). An extensive investigation of water in the Ottawa River (Sattar, 1978a) revealed 7 out of 16 samples at one site positive for virus, and at a recreational beach, 11 of 20 samples were positive, with a range of 0.6 to 16.8 infective units per 10 L in the positive samples. The sources of the contamination are the raw sewage inputs as well as treated, chlorinated sewage effluents (Sattar and Westwood, 1978).

Rationale

1. Viruses are known to be pathogenic in small quantities. As little as 1 infective unit can cause disease when ingested.
2. Very few data are available on current virus levels in recreational waters.
3. There is very little evidence available for viral illness associated with bathing in contaminated waters.
4. For these reasons, no limit is being established for viruses at this time. Monitoring and epidemiological studies are needed to determine the levels of virus in water and the health effects of swimming in virus-contaminated waters.

3.3 NUISANCE ORGANISMS

MAXIMUM LIMITS

The bathing area should be as free as possible from nuisance organisms which could affect swimmers. Nuisance is defined as something that can cause harm, is annoying, unpleasant or obnoxious (Webster's 1977).

It is impossible to have natural areas "free" from nuisance organisms; so no limits can be quantified, only the possible hazards caused by such organisms, and the environmental situations which could promote their presence are discussed.

Recreational areas should not be developed where there is an excessive growth of aquatic plants where entanglement could occur, thus causing a hazard to water-related recreational activities, unless control measures are taken to remove the plants from areas used for swimming.

CRITERIA

Description

Two principal types of biological factors influence the recreational value of surface waters, 1) those that endanger the health or physical comfort of people and animals, and 2) those that render water aesthetically objectionable or unusable as a result of excessive nutrient enrichment or the presence of unsightly substances. The former include vector and nuisance organisms; the latter, aquatic growth of microscopic and macroscopic plants, and such substances as oil and garbage.

Vector and nuisance organisms

Massive emergences of non-biting midges, phantom midges, caddisflies, and mayflies, etc. cause serious nuisances in shoreline communities, and impede recreational pursuits (National Academy of Sciences, 1973, pp. 17-27). In addition to the physical annoyance of their presence, biting insects such as mosquitoes and black flies can inflict serious irritation from their biting attacks.

Human respiratory allergic reactions such as hay fever have been reported to be due to inhalation of caddisflies, mayflies, and midges or their parts, when large insect swarms are present (Henson, 1966).

Abrupt changes in water quality, especially if accompanied by organic loading may precipitate high midge production. A sudden decline in oxygen supply in organically enriched bodies of water can disrupt established faunal communities and favour the less sensitive species of midge larvae and other tolerant organisms because they can withstand low dissolved oxygen. Part of this change is caused by the increase in food from organic waste. Upon emergence as adults, these midges can cause a nuisance with their dense swarms.

Besides physical discomfort, and often severe reactions caused by insects, internal parasites can cause serious illness. Among the diseases transmitted by aquatic macroinvertebrates are encephalitis, malaria and schistosomiasis. Fortunately, the incidence of these diseases is very low in Canada. The more serious parasites are found in tropical and subtropical countries.

The larvae (cercaria) of certain schistosomes (Schistosomatidae) which parasi-

tize birds and rodents may penetrate human skin causing a dermatitis known as swimmers' itch. This occurs in bathers using recreational lakes in many parts of the world including North America; also on certain coastal seawater beaches. These schistosomes do not mature in man (Benenson, 1970; Levy and Folstad, 1969).

Schistosome dermatitis, or swimmers' itch, is one of the more obvious problems of concern in water-contact recreation in Canada. A number of schistosome cercariae, non-specific for humans, are able to enter the outer layers of human skin. The reaction, a cutaneous inflammatory response, causes itching, and the severity is related to the person's sensitivity and to prior exposure history. The most important of the dermatitis-producing cercariae are parasites of waterfowl.

The dermatitis cycle is initiated when schistosomal eggs are passed in the feces of the primary host, e.g. waterfowl (McJunkin, 1970). Each egg contains a fully developed secondary stage called a miracidium. If the feces are deposited in water, the eggs hatch within 10 to 15 minutes, releasing the secondary stage. The ciliated miracidia then swim about seeking definitive snail hosts of the families Lymnaeidae and Physidae. The miracidia die if they are unable to locate and infect an appropriate snail within 12 hours. When a host is penetrated, the miracidia migrate to the snail's digestive gland where they develop into multiple sporocysts. In about 5 weeks these give rise to hundreds of fork-tailed cercariae, each about 0.75 mm in length. Under favourable conditions of heat and light, the cercariae are shed from the snail and swim in search of a warm-blooded host. They die in 12 to 24 hours if they fail in their quest. When an appropriate avian or mammalian host is located, the cercariae attach to its skin by means of oral suckers, penetrate the epidermis and lose their tails. At this stage the parasites are called schistosomulae. These larval forms migrate via the blood stream to the lungs and eventually to the hepatic veins, where they mature to adult male and female schistosomes. After mating, the gravid females migrate via the mesenteric venules to the intestinal wall, where they lay hundreds of eggs. The cycle is renewed when the eggs pass through the gut wall and mix with the intestinal contents.

The tissues of both the molluscan and warm-blooded hosts are damaged by the different stages of the parasite. The resultant scarring and loss of function may lead to the death of the snail and to acute and chronic disfunction of the liver and intestines in the avian or mammalian host.

Man is an accidental host for the nonhuman schistosomes. The cercariae penetrate human skin, but die just beneath the epidermis, leaving a protein residue. Subsequent exposure to cercariae stimulates an allergic response. This reaction increases in severity with each succeeding experience. Persons may have no difficulty after their initial exposure.

At the time of cercarial penetration, a prickling sensation is noted (Hoeffler, 1977). This is usually felt when the victim leaves the water and begins to dry by evaporation. The itching lasts about an hour and is accompanied or followed by the development of 1 to 2 mm macules at each site of cercarial penetration. Diffuse erythema and/or urticaria have also been recorded during this stage. A quiescent period follows. The initial macules may persist or disappear after a few hours. The secondary stage follows in 10 to 15 hours, when an intensely pruritic eruption develops consisting of 3 to 5 mm papules surrounded by a variable zone of erythema. The papules may coalesce, giving rise to large, red, edematous areas. These vary in size depending on the amount of scratching elicited by the irritation.

Vesicles may form on the second to fourth day. They are usually ruptured by scratching, thus increasing the risk of secondary skin infection. The itching and papular eruption resolve in about one week; however, residual brownish pigmentation of the skin may persist for months at the site of the lesion.

Attempts to prevent the disease during or after cercarial penetration are largely ineffective. Time-honoured measures such as rough toweling and alcohol rub-downs are without significant merit. Clothing and chemical repellents are of limited value.

Treatment of the dermatitis is directed towards the relief of symptoms and prevention of infection. The former is accomplished with the usual doses of antihistaminic and antipruritic medications, and the latter by appropriate hygienic measures and cleansing of the affected areas. Calamine lotion, starch baths, aspirin, and rest may be of value in certain cases.

Prevention of swimmers' itch can be assured only by complete avoidance of aquatic sports in areas where the disease has been a problem. An acceptable alternative might be the elimination of the molluscan hosts; however, the toxic effects of molluscicides on other aquatic life should be carefully considered. The least expensive molluscicide is copper sulfate, Baylucide (niclosamide), and when applied as recommended, is less toxic to fish and aquatic vegetation than other chemicals. Baylucide also kills, not only the snails, but also the snail eggs and the cercariae. An alternative to the use of molluscicides, which is less hazardous to water quality, is the removal of pond vegetation. This deprives the snails of a major source of shelter and nourishment, and thus discourages their habitation of the area. One disadvantage is that other aquatic life is also affected by the removal of the plants.

In the marine situation, nuisance or hazardous conditions can exist at bathing beaches due to presence of organisms such as jelly fish and some species of sea urchins.

Aquatic vascular plants

Aquatic vascular plants (macrophytes) affect water quality, other aquatic organisms, and the uses which are made of the water. It is difficult to estimate the magnitude of the adverse effects of aquatic macrophytes in terms of loss of recreational opportunities or the degree of interference with recreational pursuits. For example, extensive growths of aquatic macrophytes interfere with boating of all kinds, but the extent of interference depends, among other things, on the growth form of the plants, their density, the fraction of the waterbody affected, and the purposes, attitudes and tolerance of the boaters.

Dense growths of aquatic macrophytes are generally objectionable to the swimmer, diver, water skier, and scuba enthusiast. Plants obstruct the view of the bottom and underwater hazards, and swimmers can become entangled in the fronds. Water skiers' preparations in shallow water are hampered by dense growths of plants, and fear of falling into such growths while skiing detracts from enjoyment of the sport.

Recreational activities such as boating and fishing are less appealing and may even be almost impossible if aquatic plants are very dense. Rafts of free-floating plants or attached plants which have been dislodged from the substrate often drift onto beaches or into swimming areas. Drying and decaying aquatic plants often

produce objectionable odours and provide breeding areas for a variety of insects.

Increased plant growth can be caused by the presence of excess nutrients, for example, from various agricultural practices and private waste inputs increasing the amount of phosphorus and nitrogen. The results of this increase in nutrients is called cultural eutrophication. The natural aging (eutrophication) of bodies of water occurs much more slowly and does not change on a time scale to be of significant interest in the context of this document. Increased silt loads, changes in shorelines, and land use all contribute to alterations in aquatic habitats.

Phytoplankton

Phytoplankton, microscopic floating plants, often unicellular, can become a nuisance by fairly rapid increases in numbers. This sometimes creates a situation where the water resembles "pea soup". This can be a natural phenomenon, but it is often caused by cultural eutrophication. Besides affecting other organisms, algal blooms considerably decrease visibility, thus creating a hazard to swimmers. The presence of certain species in a freshwater community is often a sensitive indicator of recreational water quality. Nutrient enrichment in bodies of water affect the density and diversity of the fauna and flora.

Toxic algae are found in all aquatic environments and have been responsible for the death or illness of livestock, waterfowl, fish and humans (Schwimmer and Schwimmer, 1968; Moore, 1977). The most important taxonomic phyla are Pyrrhophyta (dinoflagellates), Chrysophyta and Cyanophyta (blue-green algae). Well known instances of marine algal toxicity are associated with "red tides" which cause fish kills and poison edible shellfish and other bottom fauna (Tangen, 1977; Cross and Southgate, 1980). On the west coast of N. America, clams and mussels become poisonous by ingesting the dinoflagellate *Gonyaulax catenella* and accumulating saxitoxin in the digestive tract. On the east coast, the associated poisoning is caused by *G. tamarensis* with a mixture of saxitoxin and three related toxins.

The algae of concern in lakes and ponds are usually blue-greens which form massive "blooms" under certain conditions during summer (Reynolds and Walsby, 1975). Lake water containing dense blooms of blue-green algae has the appearance and consistency of green pea soup. There are many examples of poisonings of cattle and dogs drinking from ponds and lakes during hot weather when dense blooms of blue-greens have been blown into thick shoreline scums by the wind. Animal deaths have been widely reported in the United States and are reviewed by Ingram and Prescott (1954); there are many examples of poisoning in Canada recorded by McLeod and Bondar (1952), Neil (1957), O'Donoghue and Wilton (1951), Senior (1960) and Carmichael and Gorham (1978). Death in livestock was recorded from 1 to 2 hours after ingestion of algae with persistent vomiting occurring 15 to 30 minutes after drinking. Other symptoms include diarrhea and haemorrhagic enteritis. No other pathogens or toxic chemicals were found at post-mortem (Senior 1960). The three blue-green algae most often identified as the cause of poisoning are *Anabaena flos-aquae, Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa* (McLeod and Bondar, 1952; Senior, 1960; Aziz, 1974; Moore, 1977).

There is some concern, particularly in the prairie provinces, about possible poisoning of swimmers from blooms of blue-green algae which are known to have caused deaths in domestic and farm animals. There have been a few recorded instances where illness has been caused in humans, but probably the cause of most

illness amongst swimmers has not been diagnosed, so algal toxicity may be more common than is thought. Dillenberg and Dehnel (1960) recorded the poisoning of a physician who fell into water containing a dense bloom of blue-greens and ingested about 500 mL of water. Nausea, diarrhea, headache, cramps and high temperature occurred. *Microcystis* and *Anabaena* were found in the feces but no other pathogens. Illness amongst child campers who swam in a lake containing a blue-green bloom was discussed by Senior (1960).

The toxin is contained within the cells of the algae. This was shown by a number of authors feeding cell cultures and the filtrate from cultures to test animals such as mice and rats. Toxicity was not caused by the filtrate, but was by the whole cell (McLeod and Bondar, 1952). The toxicity of the algal cultures increased with the age of the culture and also as the cell density increased. The cultures were more toxic at 26°C than at 20°C (Gentile and Maloney, 1969).

Moore (1977) discussed studies investigating the chemical nature of the toxins which showed that a number of different toxins and toxic actions are involved. Some toxins affected the digestive tract and produced symptoms already discussed and others produced death preceded by paralysis, tremors and mild convulsions.

Fish kills and the death of invertebrates due to blue-green algae have been reported by a number of authors including Prescott (1948). Fish were introduced into a shallow pond, with a dissolved oxygen level (7.5 mg/L) sufficient to maintain fish, containing a bloom of blue-greens which was just beginning to disintegrate. The fish were dead within 2 hours. As H_2S was given off by the decomposing cells this could have been a contributing factor to the fish kill. Hydroxylamine, which is toxic to fish was found in the blue-greens.

If not toxic directly, massive blooms of freshwater algae often cause die-offs of fish and other organisms when the algal population suddenly collapses. The death and rapid decomposition of the algae quickly leads to anoxia and asphyxiation of fish and other aquatic animals (Barica, 1975; Nicholls *et al.*, 1980a).

In brackish water fish ponds in Israel and in estuarine areas in England, *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae) produces a potent ichthyotoxin which is periodically responsible for the death of thousands of fish (Holdway *et al.*, 1978; Shilo, 1971). *P. parvum* is not known to cause similar problems in North America.

Some odours from lakewater originate from natural decomposition of algae and other aquatic plant materials. These kinds of odours are typically vegetable or "earthy" in nature; however, decomposing masses of the filamentous alga *Cladophora* in Lakes Erie and Ontario have been described as "pigpen" (Neil, 1975).

Several species of algae produce very different, sometimes offensive odours while actively growing in lakewater. Odours described as fishy, grassy, aromatic or musty have been attributed to several species of diatoms, blue-green algae and Chrysophyceae (Palmer, 1962; Taft, 1965). Nicholls *et al.* (1980b) reported serious odour production by the prymnesiophyte *Chrysochromulina breviturrita* in recreational lakes in Ontario and New Hampshire. The odour produced by this species, described by cottagers as "rotten-cabbage" or "garbage-dump", seems to be restricted to slightly acidic lakes.

Odours from lakewater can be measured by the Threshold Odour Test (American Public Health Association, 1975). The Threshold Odour Number (TON) is the ratio by which the sample must be diluted with odour-free water so that the odour is

just detectable by a test panel of several people. Many natural surface waters not influenced by odour producing algae have a TON of 5, while others with excessive algal growth may have a TON value exceeding 200.

Recommendations

Some biota, which could be a nuisance to bathers if present in large numbers, such as leeches, mussels and excessively large populations of biting insects, floating or rooted aquatic plants, large amounts of phytoplankton, periphyton and growths such as sewage fungus, should be absent from areas intended for development as bathing beaches.

The presence of large numbers of midges and aquatic worms, which can tolerate polluted conditions especially by organic enrichment (e.g. sewage), would indicate that the water quality was probably not good enough for recreational use.

4.0 PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS

4.0 PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS

Physical and chemical characteristics are discussed in the following section. Methods for these parameters can be found in **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975; Environment Canada, 1979)

4.1 pH

MAXIMUM LIMITS

Both alkaline and acidic waters may cause eye irritation; consequently, the pH of the waters used for total body contact recreation should be in the pH range of 6.5 to 8.5. If the water has a very low buffering capacity, pH values from 5.0 to 9.0 should be acceptable.

CRITERIA

Mood (1968) concluded that exposure to water is foreign to the eye and may, under certain circumstances, be very irritating. He assumed that the ideal, non-irritating solution would have similar physico-chemical properties as tears, that is, a pH of 7.4, although there is some evidence to suggest that ophthalmolic solutions slightly more alkaline are actually preferred (Raber and Breslin, 1978).

Mood (1968) referred to works by Johnson, demonstrating that tears have the capacity to rapidly neutralize an unbuffered solution from a pH as low as 3.5 or as high as 10.5. The neutralizing capacity of the tears would be exceeded by highly buffered waters. However, Mood (1968) concluded that unbuffered waters are not found in nature under normal conditions and hence he suggested that the range for water with low buffering capacity should be pH 5.0 to 9.0.

Dillon *et al.* (1978) reported that most lakes in south-central Ontario have 10 to 200 microequivalents per litre (ueq/L) of ANC*, and many of these lakes have depressed pHs. Galloway and Cowling (1978) prepared a map of North America illustrating the areas that are sensitive to acidic precipitation (Fig. 1). More detailed maps depicting sensitive areas in some provinces have been prepared by the United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants (1979).

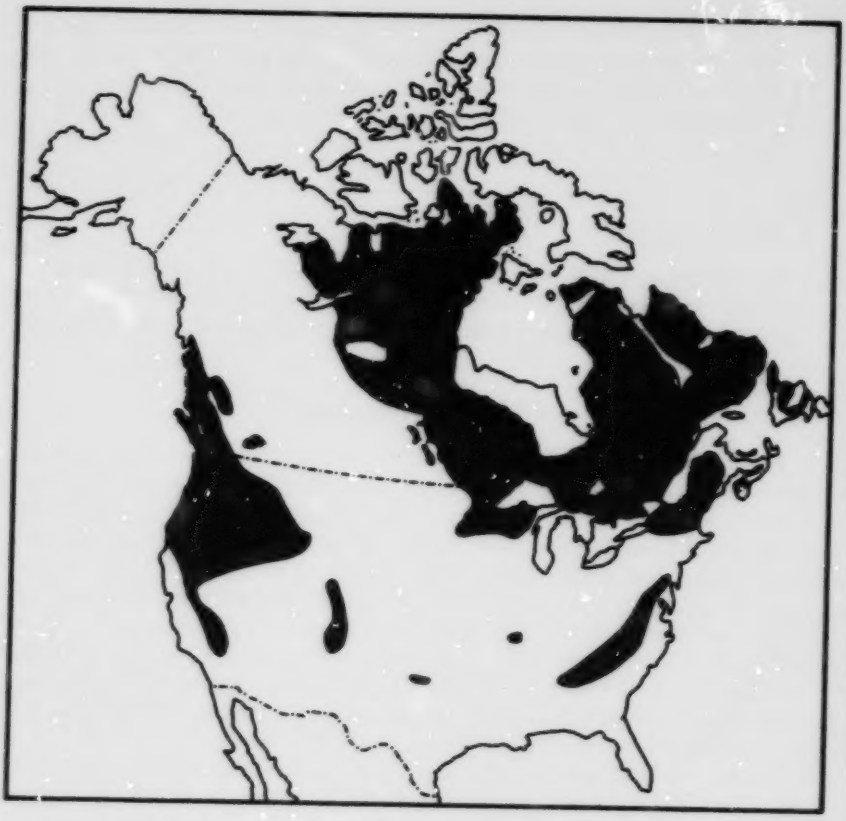
---

*To understand both the resistance of fresh water to acidification and to translate potential changes in pH into criteria for body contact, it is important to understand several terms that are related to the acidity of aqueous solutions. The buffering capacity of a solution is a measure of the resistance of the solution to decreases or increases in pH upon addition of acid or base, respectively.

A solution can be well-buffered at any pH. Such well-buffered acidic or basic solutions should be more corrosive to the eye than solutions of the same pH with lower buffering capacities.

Alkalinity and acid neutralizing capacity (ANC) are related terms in that they are measurements of chemical species in solution that consume protons or acids. ANC is the difference between the sum of all proton consuming species in solution and the concentration of hydrogen ion. Alkalinity is that fraction of the ANC that is attributable to solution products of CO_2 in water. Specifically, it is defined as the sum of the concentration of bicarbonate (hydroxide and twice the carbonate) minus the hydrogen ion (Yan, 1980).

FIGURE 1. Areas of North America Containing Lakes that are Sensitive to Acidification by Acid Precipitation.



Adapted from Galloway and Cowling (1978).

Very recent studies completed by Basu *et al.* (1981) used water from two inland lakes in Ontario, Clearwater Lake (pH about 4.5) with a negative ANC of −40 ueq/L (Yan, 1980) and Red Chalk Lake (pH about 6.5) with an ANC of 70 ueq/L. The eyes of both the test rabbits and the human volunteers were exposed to these waters and no significant differences were observed in the reactions (Basu *et al.*, 1981). In all cases, one eye was exposed to the low pH water and the other, to the higher pH water. The human eyes were exposed for 5 minute periods and no unusual signs or symptoms occurred. The rabbit eyes were exposed for periods of 15 minutes and checked for ocular reactions in terms of conjunctival congestion, corneal epithelial staining with fluorescein, epithelial cell and leucocyte content of tears, changes in tear molarity and the penetration of fluorescein into the anterior chamber. Basu concluded that the exposure of healthy eyes to lake water having a pH as low as 4.5 is not harmful to the external ocular tissues.

Rationale

1. Although no effect was observed at a pH of about 4.5 in adult human males and rabbits, further studies will be required to verify these findings and to determine the effects of exposure of the eyes of both males and females in various age groups to waters at a pH of 4.0 or possibly lower. Studies will also be required to test the effect on eyes of exposure to low pH waters with a greater buffering capacity.

2. Until these studies have been completed, and the tolerance limits of the eyes have been determined, it should be considered acceptable to bathe in waters with a pH between 5.0 and 9.0, provided that, when the water pH is at or near the extremes of this range, the buffering capacity is very low.

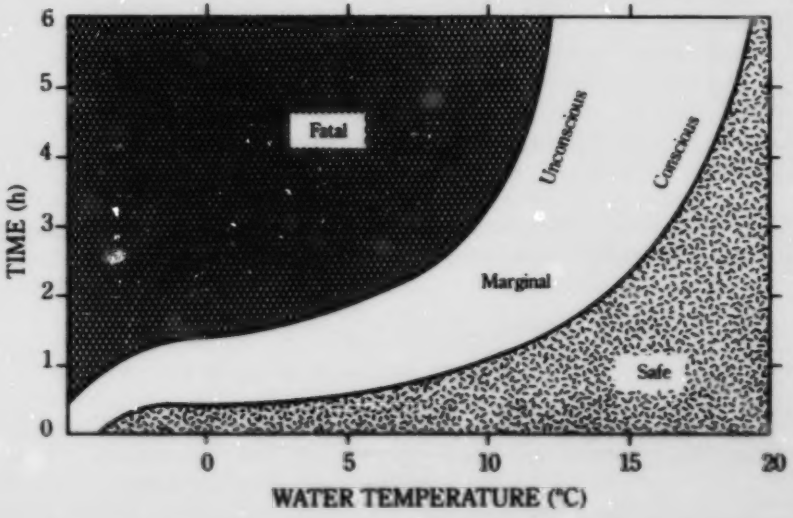
4.2 TEMPERATURE

MAXIMUM LIMITS

The thermal characteristics of waters used for bathing and swimming should not cause an appreciable increase or decrease in the deep body temperature of bathers and swimmers. Extended periods of continuous immersion in waters colder than 15°C may cause the death of some swimmers and will be extremely stressful to all swimmers who are not garbed in underwater protective clothing.

The upper recommended limit of temperature is 30°C. Scientific evidence suggests that prolonged immersion in water warmer than 34 to 35°C is hazardous. The degree of hazard varies with the water temperature, immersion time, and the metabolic rate of the swimmer.

FIGURE 2. Relationship Between Water Temperature and Survival Time in Cold Water.



Adapted from the Royal Lifesaving Society of Canada (1978)

CRITERIA

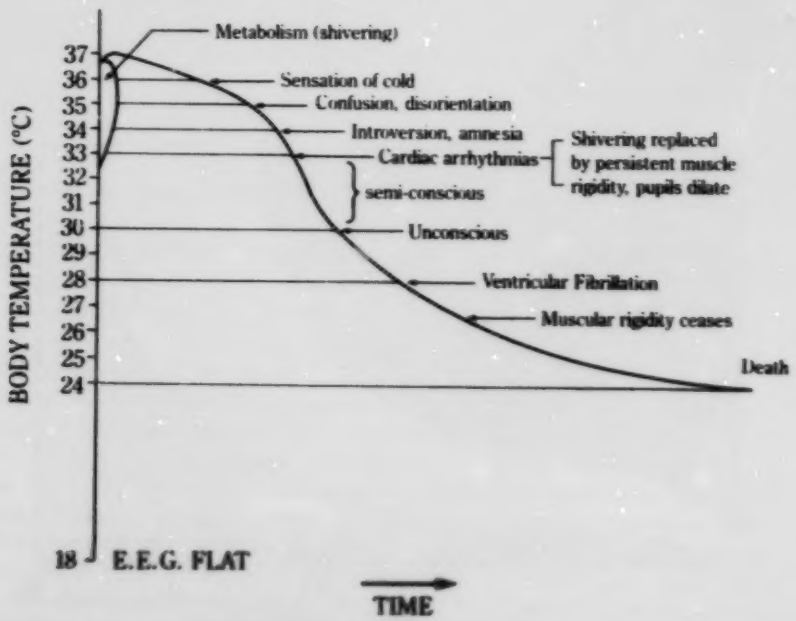
The temperature of natural waters is an important factor governing the character and extent of recreational activities, primarily in the summer months. Persons engaging in winter water recreation such as ice skating and fishing do so with the knowledge that whole body immersion must be avoided. Accidental immersion in water at or near freezing temperatures is dangerous because the median lethal immersion time is less than 30 minutes for children and most adults (National Academy of Sciences, 1973, p. 32, 33; Molnar, 1946) (Figure 2.)

There is considerable variation from one individual to another in the rate of body cooling and the incidence of survival in cold water. The variability is a function of body size, fat content, prior acclimatization, and overall physical fitness. The ratio of body mass to surface area is greater in large, heavy individuals, and their temperature changes more slowly than that of a small child (Kreider, 1964).

In cold temperatures, the critical problem is to maintain body temperature. In cold water, body heat is lost primarily by conduction from the inner organs through the trunk. Exposure of the limbs plays a relatively minor role in overall heat loss. A lowering of the body temperature to 23 to 25°C is considered lethal (Figure 3.)

In several instances where drowning was reported as the cause of death, exposure to cold was probably the responsible factor (Keatinge, 1969).

FIGURE 3. Signs and Symptoms of Reduced Body Temperature Resulting from Immersion in Cold Water.



Adapted from the Royal Lifesaving Society of Canada (1978).

Contrary to earlier opinion, exercise in the water increases the loss of body heat and correspondingly decreases survival time. This is reflected in frequent reports of drownings of expert swimmers who tried to reach shore after a sinking, while those who remained in the water near the lost ship survived until rescued. A careful study of reported drowning cases carried out by Press (1969) seemed to bear out much of the above as regards survival in cold waters. They reported 299 such cases out of 874 drownings, or 34 per cent occurred in waters that were listed as very cold (assumed to be below 20°C). In addition, a much higher percentage of those succumbing in cold water were considered to be good swimmers.

The safe upper limit of water temperature for recreational immersion varies from individual to individual and seems to depend on psychological rather than physiological considerations. Unlike cold water, the mass surface area ratio in warm water favours the child. Physiologically, neither adult nor child would experience thermal stress under modest metabolic heat production as long as the water temperature was lower than the normal skin temperature of 33°C (Newburgh, 1949). The rate at which heat is conducted from the immersed human body is so rapid that thermal balance for a body at rest in water can only be attained if the water temperature is about 34°C (Beckman, 1963). The survival of an individual submerged in water at a temperature above 34 to 35°C depends on the tolerance to an elevation of the internal temperature, and there is a real risk of injury with prolonged exposure. Water ranging in temperature from 26 to 30°C is comfortable for most swimmers throughout prolonged periods of moderate physical exertion.

4.3 AESTHETICS

Webster's dictionary (1977) defines aesthetic as "appreciative of, responsive to the beautiful" in nature. Besides being free from objectionable factors, the various components of the aquatic ecosystem and surrounding land should be present; for example, trees, other plants, birds, mammals, fish, and insects all play a role in the natural beauty of a recreational area.

Since natural conditions vary widely, absolute numerical recommendations cannot be derived to augment general descriptive recommendations that have traditionally imposed constraints upon human activities in order to sustain and enhance the aesthetic quality of recreational water. However, all recreational waters should be aesthetically pleasing if the general suggested measurable quality specifications are achieved (Environment Canada, 1972).

All waters should be free from substances attributable to wastewater or other discharges in amounts that would interfere with the existence of life forms of aesthetic value:

- materials that will settle to form objectionable deposits;
- floating debris, oil, scum, and other matter;
- substances producing objectionable colour, odour, taste or turbidity;
- substances and conditions or combinations thereof in concentrations which produce undesirable aquatic life.

The absence of visible debris, oil, scum and other matter resulting from human activity is a strict requirement of aesthetic acceptability. Similarly, suggested

values for light penetration, colour and turbidity, must be measured as no significant increase over natural background.

4.3.1 TURBIDITY

MAXIMUM LIMITS

A limit of 50 Jackson Turbidity units is suggested.

CRITERIA

Since filtration equipment and modern water treatment processes are not feasible at natural bathing areas, safety hazards associated with turbid or unclear water are dependent upon the intrinsic quality of the water itself. However, lifeguards and other persons near the water must be able to see and distinguish people in distress. In addition, swimmers should be able to see quite well while under water.

Historically, turbidity measurements have been based on the Jackson candle turbidimeter (Hach, 1972). The Jackson candle turbidimeter is only applicable to turbidities greater than 25 JTU and is appropriate for the range of levels monitored in natural surface waters and bathing beaches. The current method of choice for turbidity measurements is the nephelometric method (American Public Health Association, 1975). Nephelometric turbidimeters measure the intensity of light scattered at 90° to the path of incident light and levels can be approximately related to the standard Jackson candle method.

One special component of organic turbidity comprises microorganisms which may accumulate in such large amounts that waters become unsightly and turbid. The summer blooms of blue-green algae in recreational surface waters and algal debris are examples of turbidity due to microorganisms (MacKenthun and Keip, 1970).

Raw water levels can vary from 1 NTU to 1000 NTU (Nephelometric Turbidity Units). Run-off water quality measurements indicated levels of 4.8 NTU to 130 NTU during the first hour of an urban rainfall occurrence (Municipal Environmental Research Laboratory, 1978). In the quiescent zone of a bathing beach or reservoir impoundment, turbidity measurements in the vicinity of 50 JTU would be sufficient to satisfy most recreational uses, including boating and swimming.

The natural turbidity of some bathing and swimming waters is often so high that visibility through the water is dangerously limited. If such areas conform with all other requirements, they may be used for bathing and swimming, provided that subsurface hazards are removed and the depth of water is clearly indicated by signs that are easily readable (National Academy of Sciences, 1973, pp. 11-12).

4.3.2 CLARITY-LIGHT PENETRATION

MAXIMUM LIMITS

Water should be sufficiently clear, such that a Secchi disc is visible at a minimum of 1.2 metres.

CRITERIA

It is important that water at bathing and swimming areas be clear enough for users to estimate depth, to see subsurface hazards easily, and to detect the submerged bodies of swimmers or divers who may be in difficulty. Aside from the safety factor, clear water fosters enjoyment of the aquatic environment. The clearer the water, the more desirable the swimming area (National Academy of Sciences, 1973, pp. 32-33).

For primary contact recreation waters, clarity has been suggested to be such that a Secchi disc is visible at a minimum depth of 1.2 m (Environment Canada, 1972). In "learn to swim" areas, the clarity should be such that a Secchi disc on the bottom is visible. In diving areas, the clarity shall equal the minimum required safety standards, depending on the height of the diving platform or board (National Technical Advisory Committee, 1968).

The Secchi disc is a device used to measure visibility depths in water. The upper surface of a circular metal plate, 20 cm in diameter, is divided into four quadrants and painted so that the two quadrants directly opposite each other are black and the intervening ones are white. When suspended to various depths of water by means of a graduated line, its point of disappearance indicates the limit of visibility. It is then raised until it reappears and the average of the two depths is taken as the Secchi disc transparency.

The principle factors affecting the depth of light penetration in natural waters include suspended microscopic plants and animals, suspended mineral particles, stains that impart a colour, detergent foams, dense mats of floating and suspended debris, or a combination of these factors.

4.3.3 COLOUR

MAXIMUM LIMITS

An objective for the colour of recreational water largely depends on the preferences of users and it is impossible to put an absolute value on it. Colour should not be so intense as to impede visibility in areas used for swimming. A maximum limit of 100 Pt-Co units was proposed by Environment Canada (1972) but no supporting evidence was given. (A maximum acceptable level of 15 Pt-Co units is proposed by Health and Welfare Canada (1978a) for drinking water for aesthetic reasons).

CRITERIA

Description

There are two measures of colour in water, true and apparent. The true colour of natural water is the colour of water from which turbidity has been removed (i.e. filtered water) (American Public Health Association, 1975).

Natural minerals give true colour to water, for example, calcium carbonate in limestone regions gives a greenish colour, ferric hydroxide, red. Organic substances, tannin, lignin and humic acids from decaying vegetation also give true colour to water (Reid and Wood, 1976).

Apparent colour is usually the result of the presence of coloured particulates, the interplay of light on suspended particles and such factors as bottom or sky

reflection. An abundance of (living) blue-green algae imparts a dark greenish hue, diatoms give a yellowish or yellow-brown colour. There are algae which impart a red colour, and rarely, zooplankton particularly the microcrustaceans, may tint the water red.

To measure true colour, the water has to be filtered or centrifuged to remove the sources of apparent colour. True colour is measured on the platinum-cobalt scale (the units are Pt-Co units) and range from very low numbers in clear lakes to over 300 units in the very dark waters of peat bogs (Reid and Wood, 1976). Apparent colour is an aesthetic quality and cannot be quantified.

Discussions on the colour imparted by organic compounds are given by a number of authors. Colloidal material of a diameter of 3.5 to 10 nm accounted for most of the colour in water studies by Black and Christman (1963), and Schindler and Alberts (1974) confirmed this statement. Humic substances are compounds with high molecular weights ranging from several hundreds to tens of thousands (Schnitzer and Khan, 1972) which are resistant to bacterial decomposition (Felbeck, 1965; Christman and Ghassimi, 1966). The compounds are the result of polymerization and microbial synthesis which alter plant components such as lignin (Flaig, 1964; Felbeck, 1971).

Colour in lakes may not be uniform from surface to bottom, also the colour may change periodically. Increases in surface runoff contribute great quantities of inorganic and organic substances. Summer or early autumn production of phytoplankton blooms cause lakes to become a "soupy green" which disappears later in the season. Exposure to light causes bleaching of certain colours in natural waters and this effect will vary according to transparency.

Generally, a rich, highly productive lake may appear yellow or gray-blue or brown due to quantities of organic matter, and less productive lakes tend toward blue or green caused by differential light absorption and scattering of different wavelengths (Ruttner, 1963; Reid and Wood, 1976).

Colour of stream waters is due to the same factors as those in lakes but there is not as much variety as in lakes. The upper reaches of most streams are characterized by clear water, except in the flood season, due to the lack of true plankton. Streams draining swamps are usually coloured by dissolved plant substances such as tannin.

Many industrial effluents and irrigation cause both true and apparent colour in receiving water.

The causes of colour in marine waters are not thoroughly understood, but dissolved substances are some of the contributory factors. The blue of the sea is a result of the scattering of light by water molecules as in inland waters. Suspended detritus and living organisms give colours ranging from brown through red and green. Estuarine waters are not as brilliantly coloured as the open sea, the darker colours result from high turbidity usually found in such situations (Reid and Wood, 1976).

The colour of water affects aquatic life, but a discussion on this subject will not be presented in this document. The main effects of water colour on recreational activities are aesthetic and as it affects safety. The aesthetic colour of water cannot be quantified as there are as many preferences as people. Very dark water restricts visibility both for swimmers and for people concerned with their safety. In recreational waters it is desirable that the natural colour of the water is not altered by any anthropogenic activities.

4.3.4 OIL AND GREASE

MAXIMUM LIMITS

Oil or petrochemicals should not be present in concentrations that:

a) can be detected as a visible film, sheen or discolouration on the surface;
b) can be detected by odour;
c) can form deposits on shorelines and bottom sediments that are detectable by sight or odour (International Joint Commission, 1977).

CRITERIA

Contamination of recreational waters with oily substances may occur as a result of natural or man-made causes. Some oils are of natural origin such as seepage from natural underwater oil deposits or from the decomposition of some materials. Natural biological populations release lipid compounds which can form natural slicks.

The man-made contamination is of greatest concern. It can come from a number of sources such as the discharge of industrial wastes, road run-off, residual hydrocarbon deposits from motorboat engine exhaust emissions, the discharge of fuel tank contents of ships, either accidentally or deliberately, and shipwrecks.

The analytical method for oil and grease (detection limit 1.0 mg/L) only gives a gross idea of the amount present and individual compounds cannot be identified (Environment Canada, 1979).

Rationale

It is very difficult to establish criteria for oil and grease as the mixtures falling under this category are very complex.

The presence of oily substances makes water aesthetically unattractive; it may have an odour, or foul equipment, or the bodies of bathers and shorelines, but the possibility exists that recreationists might still use the water in cases of low contamination. The toxicity of oily substances from ingestion or skin absorption or by inhalation of vapours is relatively low except in the case of aromatics (Gage, 1924). Very small quantities of oil and grease can produce objectionable odours and appearance.

5.0 MICROBIOLOGICAL SAMPLING AND ANALYSIS

5.0 MICROBIOLOGICAL SAMPLING AND ANALYSIS

5.1 Sampling

The determination and enumeration of fecal coliforms is the most widely accepted method for monitoring fecal contamination of recreational waters. The proposed maximum limit specifies a geometric mean of not more than 200 fecal coliforms/100 mL from a series of not less than 5 samples taken over a 30-day period (Section 3.1.1). The fecal streptococcus test has been used as a support parameter to develop the fecal coliform : fecal streptococcus ratio as an indicator of the fecal source (Section 3.1.2). Total coliform measurements are not included in the guidelines for recreational water quality, but occasional monitoring may be useful for historical purposes or for water quality surveys by environmental workers (Section 3.1.3).

The presence of disease-causing organisms, e.g. *Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Candida albicans, Salmonella, Shigella* or viruses, in recreational waters constitutes a potential health hazard for swimmers. Sampling is indicated when there is evidence of water-borne disease among bathers, or when there is need to assess possible hazards at heavily-used beaches, especially during periods of low water and high temperatures. Monitoring for pathogens should be undertaken only by well-equipped laboratories with experienced personnel.

It is very important that water samples for microbiological analysis be collected as aseptically as possible, be refrigerated immediately and transported to the laboratory and tested without delay. Analysis for fecal coliforms must be done by one of the two official methods, either the multiple tube fermentation technique (MPN) or the membrane filter technique (MF). Since no limits for pathogens are specified at the present time, each laboratory may choose isolation procedures best suited to local conditions. Detailed instructions for sample collection, preparation of media and test procedures for microbiological analysis are given in **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975) and manuals published by the Inland Waters Directorate (Environment Canada, 1978, 1980) and the United States Environmental Protection Agency (1978a).

Most methods used for the microbiological analysis of fresh waters are also suitable for use with saline waters (American Public Health Association, 1975), but excessive turbidity may at times preclude the use of membrane filters with seawater.

5.1.1 Frequency of Sampling

Routine monitoring of recreational waters should include a minimum of five samples per month from each area. Beaches with a high bather density should be sampled more frequently, with samples collected at locations and times of heaviest use. Daily sampling is recommended by the United States Environmental Protection Agency (1978a), preferably in the afternoon, as the optimum frequency during the bathing season. Weekends and holidays must be included in the sampling program, as well as times when maximum pollution can be expected, i.e. periods of

storm water runoff, sewage by-passings, high onshore winds stirring up bottom sediments, etc. Samples from estuarine and marine bathing areas should be obtained at high, slack and low tides to determine cyclical water quality.

When a single sample contains more than 400 fecal coliforms/100 mL, immediate resampling of the area is required, with sufficient samples taken to indicate possible sources of pollution. Most of these areas should have been identified during the sanitary survey at the beginning of the season (Section 2.0).

5.1.2 Sample Containers

Samples for microbiological examination should be collected in sterile 200 or 500-mL wide-mouthed glass or non-toxic heat resistant plastic bottles with screw caps. The capped bottle should be covered with kraft paper or aluminium foil secured with string or an elastic band before sterilizing. Addition of dechlorinating agent (sodium thiosulphate) is unnecessary for natural waters.

5.1.3 Sample Preservation and Storage

Water samples should be processed as soon as possible after collection. For transport to the laboratory, place the sample bottles in an insulated ice chest containing melting ice, but avoid total immersion of bottles in the water because of the possibility of contamination. Never freeze samples. If freezer packs must be used, protect sample bottles from direct contact to avoid freezing samples. Storage in the dark under these conditions (or at 4 to 5°C in the refrigerator) minimizes multiplication and die-off problems for up to 30 hours after collection. If it is known that the results may be used in legal action, the samples must be delivered to the laboratory within 6 hours of collection and processed within 2 hours of receipt (American Public Health Association, 1975) with proof of continuity of possession.

5.1.4 Sampling Procedure

Samples of bathing beach water should be collected from representative areas at each location, including the area of greatest bather density and upstream of peripheral areas where natural or man-made drains could discharge stormwater, septic tank effluent or runoff from garbage collection areas. Individual samples must be collected and processed. Composite samples are not acceptable.

(a) **Sample collection by hand.** Remove the protective covering and cap from the bottle. Hold the bottle near the base with one hand and plunge the bottle mouth downward into the water. Tilt the bottle slightly upward to displace air, and during filling push the bottle forward against the current away from the hand and away from the boat or sampling platform (if used) to avoid contamination. The sampling depth should be 15 to 30 cm (6 to 12 inches) below the surface in water that is 1.0 to 1.5 m deep.

(b) **Sample collection by sampling device,** e.g. reversing grab sampler (Environment Canada, 1978) or spring bottle holder on a rod at least 1 m in length. Remove the cover and fit the bottle into the holder in the recommended manner and collect the sample, simulating the scooping motion of the hand-collected sample upstream away from the collector.

After removal of the bottle from the water, pour out a small amount of sample to leave an air space of 2.5 to 5 cm (1 to 2 inches) above the sample to allow for proper mixing before analysis. Replace cap and covering, label bottle and place in ice chest.

5.2 METHODS FOR MICROBIOLOGICAL ANALYSIS

5.2.1 Fecal Coliforms and Total Coliforms

The 14th edition of **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (American Public Health Association, 1975) contains two official methods for the determination of fecal coliforms; the multiple tube fermentation procedure (MPN) and the membrane filter (MF) technique.

(a) **Multiple tube fermentation or most probable number method.** This procedure is not an actual enumeration of coliform or other bacteria, but is a statistically derived index which gives the probable number of bacteria present in the sample under test. A series of replicate tubes (usually five) is inoculated with decimal quantities of sample, and examined for gas production after 48 hours incubation at 35°C (total coliforms). Positive tubes are transferred to EC broth and incubated at 44.5°C for 24 hours. The presence of gas within 24 hours or less is considered a positive reaction indicating coliforms of fecal origin. The number of positive tubes per dilution is referred to a standard "MPN" table which provides an index expressed as the Most Probable Number of total or fecal coliforms per 100 mL of sample.

The method is time-consuming to perform, requires large amounts of media, glassware and incubator space, and needs 72 hours for a confirmed test. Except for turbid waters, water suspected of containing stressed organisms, and as a reference method, the MPN procedure has been largely replaced by the MF technique.

(b) **Membrane filter technique.** In this procedure, bacteria are measured directly. Water (usually 100 mL) is passed through a filter which retains bacteria; the filter is placed on the surface of an appropriate medium (m-FC medium for fecal coliforms) and is incubated. After 24 hours incubation in a water bath at 44.5°C, blue colonies typical of fecal coliforms are counted, and reported as the number of fecal coliforms per 100 mL of sample. Dilution of the sample may be necessary to avoid overcrowding of colonies on the membrane.

The advantages of the MF technique include a high degree of reproducibility, rapidity, ease of testing, reduction of space, labour and equipment, and the ability to test large volumes of water. With the use of portable equipment, it can be used directly in the field.

Widespread use of the MF technique has revealed some serious problems. Many investigators have shown that there are highly significant differences between various brands of membranes in their ability to recover total and fecal coliforms from both pure cultures and natural waters. Tobin and Dutka (1977) reviewed the literature and made a comparative study of nine commonly-used membrane filters certified by the manufacturer for use in total and fecal coliform tests, and concluded that membrane filters were not equivalent in their ability to recover bacteria from water samples and pointed out the great need for standardization. They found that newer types of filters with the largest surface pore size and fastest flow rate gave

the greatest bacterial recovery.

Each laboratory should choose one brand and lot number of both membrane filters and m-FC medium for use throughout the season. In this way, variations in count attributable to brand differences can be avoided. Recent studies (American Public Health Association, 1975; Presswood and Strong, 1978) have indicated that elimination of rosolic acid from m-FC medium allows higher coliform recoveries with greater ease in counting typical blue colonies. However, comparative tests under local conditions must be made before rosolic acid is omitted from m-FC medium.

Many studies have shown that apart from brand differences in filters, the MPN method often gave better recovery of coliforms than the MF technique. It has been suggested (Bissonette *et al.*, 1975-1977) that the lactose broth of the MPN test provided a more favourable environment for the repair and growth of physiologically injured or "stressed" coliform cells than the selective medium and membrane structure of the MF test. Salinity, lack of nutrients, and temperature differences are the principle factors causing stress in coliforms. Dutka and Tobin (1976) compared the efficiency of four procedures for enumerating fecal coliforms from a variety of sources. They concluded that there may not be a universal coliform procedure, and that local conditions may dictate the success of a particular procedure. However, despite the problem of stressed coliforms, the MF technique is probably sufficiently precise to detect small differences in the pollution index of a given area which is sampled on a regular basis.

5.2.2 Fecal Streptococci

Fecal streptococci in recreational waters are usually enumerated by the MF technique which is suitable for both fresh and saline waters. American Public Health Association (1975) and the manuals of the Inland Waters Directorate (Environment Canada, 1978) and the United States Environmental Protection Agency (1978a) recommend the use of KF agar, but Pagel and Hardy (1979) of the Ontario Ministry of the Environment found that m-Enterococcus agar gave higher counts and better specificity. Highly turbid waters and those containing chlorinated sewage effluent should be examined by the MPN method (American Public Health Association, 1975).

5.2.3 Candida albicans

Buck and Bubucis (1978) have developed a new membrane filter method for the enumeration of *Candida albicans* in natural waters that is practicable for routine environmental monitoring (Section 3.2.1).

5.2.4 Pseudomonas aeruginosa

A variety of enumeration — isolation procedures for *Pseudomonas aeruginosa* in natural waters is available. MPN procedures (American Public Health Association, 1975; Environment Canada, 1978) require extended incubation periods (4 to 10 days) and confirmation of presumptive positive tubes. At times, false negative tubes may occur because small numbers of *P. aeruginosa* are overgrown by other microorganisms in the water, or some strains of *P. aeruginosa* fail to produce fluorescent pigment. Levin and Cabelli (1972) described an MF technique which

was more efficient and accurate than the MPN method to resuscitate and enumerate *P. aeruginosa* from moderately polluted waters and which required only 48 hours for a completed test. Dutka and Kwan (1977) confirmed their findings, and by slightly modifying their mPA medium and using a 3 to 4 day incubation period increased the sensitivity of the test. Brodsky and Ciebin (1978) further modified the mPA medium, and reported recoveries of *P. aeruginosa* comparable to those of Dutka and Kwan and within the confidence limits of the MPN technique after only 24 hours incubation.

However, if turbid waters or sediments are examined, the MPN technique must be employed. Using an MPN procedure, Seyfried (1973) reported higher recoveries of *P. aeruginosa* from sediments than from ambient waters.

5.2.5 Salmonella and Shigella

Many methods are available for the isolation of *Salmonella* and *Shigella* from water using concentration and enrichment techniques followed by standard identification procedures or detection by fluorescent antibody (FA) techniques. The ones most frequently used, e.g. gauze pad technique, 200 litre sample or membrane filtration, are described in detail in American Public Health Association (1975) and the Inland Waters Directorate (Environment Canada, 1978) Manual. Some workers have reported higher recovery rates of *Salmonella* from bottom sediments than from surface waters (Hendricks, 1971; Van Donsel and Geldreich, 1971; Seyfried, 1975).

5.2.6 Staphylococcus aureus

American Public Health Association (1975) lists a tentative MF procedure for *Staphylococcus aureus* and Seyfried (1973) used a pre-enrichment method to recover *S. aureus* from sediments. A new MF method has been proposed for swimming pool waters (Alico and Dragonjac, 1978) and has been found useful for enumerating this organism in recreational waters (Seyfried, 1980).

5.2.7 Viruses

The methodology for concentration and isolation of viruses in large volumes of fresh water (Wallis *et al.*, 1972; Sattar, 1978a) and seawater (Payment *et al.*, 1976) has been standardized to some extent (American Public Health Association, 1975) so that monitoring of recreational waters is possible if indicated by epidemiological data.

REFERENCES

Ahearn D.G. (1973) Effects of environmental stress on aquatic yeast populations. *In* Estuarine Microbiol. Ecology. Stevenson L.H. and Colwell R.R. (eds.) University of South Carolina Press, Columbia, pp. 433-439.

Ahearn D.G. (1974) Identification and ecology of yeasts of medical importance. *In* Opportunistic Pathogens. Prier J.E. and Friedman H. (eds.) University Park Press, Baltimore, pp. 129-146.

Ahearn D.G. (1978) Medically important yeasts. Ann. Rev. Microbiol. 32, 59-68.

Ahearn D.G., Roth F.J. Jr. and Meyers D.P. (1968) Ecology and characteristics of yeasts from aquatic regions of South Florida. Mar. Biol. 1, 291-308.

Alberta Environment (1977) Surface Water Quality Objectives. Water Quality Branch, Alberta Environment.

Alico R. and Dragojac M. (1978) *Staphylococcus aureus* as an indicator of swimming pool water quality. Abstracts of the Annual Meeting of the American Society of Microbiology 1978, p. 211.

American Public Health Association (1975) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters. 14th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Andre D.A., Weiser H.H. and Mahoney G.W. (1967) Survival of bacterial enteric pathogens in farm pond water. J. Amer. Water Works Assoc. 59, 503-508.

Anjaneyulu G., Banerji S.C. and Indrayan A. (1976) A study of the comparative values of coliform and faecal streptococci as presumptive pollution indicator in rural drinking water. Indian J. Med. Res. 64, 1035-1040.

Anon (1974) Shigellosis associated with swimming in the Mississippi River. Morbid. Mortal. Weekly Report 23, 398-399.

Aziz K.M.S. (1974) Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, *Microcystis aeruginosa* Kutzing. Science 183, 1206-1207.

Barica J. (1975) Collapses of algal blooms in prairie pothole lakes: their mechanism and ecological impact. Verh. Internat. Verein Limnol. 19, 606-615.

Bastien J.A.P., Vanderwint J., Beauchamp M., Tourpeus R. and Tennant A.D. (1974) Bacteriological Water Quality, Gatineau Park Beaches, National Capital Commission, 1974. Environment Canada, Surveillance Report EPS-5-OR-74-1.

Basu P.K., Awaria M. and Hasany S.M. (1981, Paper in Preparation) Acid rain and the eye, exposure of the eyes to acidic lake waters. University of Toronto, Department of Ophthalmology.

Beckman E.L. (1963) Thermal protection during immersion in cold water. *In* Proceedings 2nd Symp. on Underwater Physiology. Lambertsen C.J. and Greenbaum L.J. (eds.) National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 247-266.

Bell J.B., Zaal J.F.J., Macrae W. and Vanderpost J.M. (1978) A Bacteriological Study of the North Saskatchewan River in the Reaches from Prince Albert to Nipawin, Saskatchewan. Environment Canada, Surveillance Report EPS-5-NW-78-5.

Benecke E.S. and Rogers A.L. (1970) Medical Mycology Manual. Burgess Publishing Co., Minneapolis, Minn. 226 pp.

Benenson A.S. (1970) Control of Communicable Diseases in Man. American Public Health Association, New York, 11th Edition, pp. 216-220.

Berg G. (1978) The indicator system. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 1-13.

Berg G. and Metcalf T.G. (1978) Indicators of viruses in waters. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 267-296.

Bissonette G.K., Jezeski J.J., McFeters G.A. and Stuart D.G. (1975) Influence of environmental stress on enumeration of indicator bacteria from natural waters. Appl. Environ. Microbiol. 29, 186-194.

Bissonette G.K., Jezeski J.J., McFeters G.A. and Stuart D.G. (1977) Evaluation of recovery methods to detect coliforms in water. Appl. Environ. Microbiol. 33, 590-595.

Black A.P. and Christman R.F. (1963) Characteristics of colored surface waters. J. Am. Wat. Works Assoc. 55:897-912. Cited in Schindler J.E. and Alberts J.J. (1974).

Black A.P., Kerrin M.A., Smith J.J., Dykes G.M. and Harlan W.E. (1970) The disinfection of swimming pool water. II - A field study of the disinfection of public swimming pools. Am. J. Public Health 60, 740.

Boyd W.L. and Boyd J.W. (1962) Viability of thermophiles and coliform bacteria in Arctic soils and water. Can. J. Microbiol. 8, 189-192.

Brisou J. (1975) Les levures et champignons du milieu marin. Bull. Soc. Fr. Mycol. Med. 4, 159-162.

Brodsky M.H. and Cieben B.W. (1978) Improved medium for recovery and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* from water using membrane filters. Appl. Environ. Microbiol. 36, 36-42.

Brown C. and Seidler R.J. (1973) Potential pathogens in the environment: *Klebsiella pneumoniae*, a taxonomic and ecological enigma. Appl. Microbiol. 25, 900-904.

Brown H.J. and Tracey P.M. (1980) Personal communication.

Bryan J.A., Lehmann J.D., Setiady I.F. and Hatch M.H. (1974) An outbreak of hepatitis-A associated with recreational lake water. Amer. J. Epidemiol. 99, 145-154.

Buck J.D. (1977) *Candida albicans*. *In* Bacterial Indicators-Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 139-147.

Buck J.D. (1978) Comparison of *in situ* and *in vitro* survival of *Candida albicans* in seawater. Microbial Ecology 4, 291-302.

Buck J.D. and Bubucis P.M. (1978) Membrane filter procedure for enumeration of *Candida albicans* in natural waters. Appl. Environ. Microbiol. 35, 237-242.

Burger A. (1980) Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Personal communications.

Cabelli V.J. (1977) Indicators of recreational water quality. *In* Bacterial Indicators-Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 222-238.

Cabelli V.J. (1979) Evaluation of recreational water quality, the EPA approach. *In* Biological Indicators of Water Quality. James A. and Evison L. (eds.) Wiley-Interscience, London, pp. 14-1 to 14-23.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Levin M.A. and Habermann P.W. (1976a) The impact of pollution on marine bathing beaches. An epidemiological study. Limnol. Oceanogr. Special Symp. 2, 424-432.

Cabelli V.J., Kennedy H. and Levin M.A. (1976b) *Pseudomonas aeruginosa* - fecal coliform relationship in estuarine and fresh recreational waters. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 367-376.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Levin M.A., McCabe L.J. and Habermann P.W. (1979) Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches. Amer. J. Public Health 69, 690-696.

Cabelli V.J., Levin M.A., Dufour A.P. and McCabe L.J. (1975) The development of criteria for recreational waters. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L.H. (ed.) Pergamon, London, pp. 63-73.

Carmichael W. and Gorham P.R. (1978) Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 21, 285-295.

Cherry W.B., Hanks J.B., Thomason B.M., Murfin A.M., Biddle J.W. and Croom J.M. (1972) Salmonellae as an index of pollution of surface waters. Appl. Microbiol. 24, 334-340.

Christman R.F. and Ghassmi M. (1966) The nature of organic colour in water. Univ. Wash. Coll. Eng. Dep. Civ. Eng. 45 pp. Cited in Giesy J.P. and Briese L.A. (1977).

Clark J.A. and Pagel J.E. (1977) Pollution indicator bacteria associated with municipal raw and drinking water supplies. Can. J. Microbiol. 23, 465-470.

Claudon D.G., Thompson D.L., Christenson E.H., Lawton G.W. and Dick E.C. (1971) Prolonged *Salmonella* contamination of a recreational lake by runoff waters. Appl. Microbiol. 21, 875-877.

Clausen E.M., Green B.L. and Litsky W. (1977) Fecal Streptococci: Indicators of pollution. *In* Bacterial Indicators Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 247-264.

Cohen J. and Shuval H.I. (1973) Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution. Water Air Soil Pollut. 2, 85-95.

Committee of the Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers (1975) Recommended Standards for Bathing Beaches. Health Education Service, Albany, N.Y.

Craun G.F. (1976) Microbiology-waterborne outbreaks. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1378-1397.

Craun G.F. (1978) Impact of the coliform standard on the transmission of disease. *In* Evaluation of the Microbiology Standards for Drinking Water. Hendricks C.W. (ed.) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA-570/9-78-00C, pp. 21-35.

Cross T.F. and Southgate T. (1980) Mortalities of fauna of rocky substrates in south-west Ireland associated with the occurrence of *Gyrodinium aureolum* blooms during autumn 1979. J. Mar. biol. Ass. U.K. 60, 1071-1073.

Denis F.A., Blanchoun E., deLignieres A. and Flamen P. (1974) Coxsackie, A_{16}, infection from lake water. J. Amer. Med. Assoc. 228, 1370-1371.

Department of the Environment, Canada and Ontario Ministry of the Environment (1978) Microbiological Characteristics of Urban Storm Water Run-offs in Central Ontario. Research Report No. 87, Minister of Supply and Services, Ottawa.

Dillenberg H.O. and Dehnel M.K. (1960) Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. Can. Med. Assoc. J. 83, 1151-1154.

Dillon P.J., Jeffries D.S., Snyder W., Reid R., Yan N.D., Evans D., Moss J. and Scheider W.A. (1978) Acidic precipitation in South-central Ontario: Recent Observations. J. Fish. Res. Board Can. 35, 809-815.

Dimitracopoulos G., Kalkani-Bousiakou H. and Papavassiliou J. (1977) Animal fecal carriership and biotypes of *Staphylococcus aureus*. Appl. Environ. Microbiol. 34, 461-464.

Dudley R.H., Hekimian K.K. and Mechalas B.J. (1976) A scientific basis for determining recreational water quality criteria. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 2761-2777.

Dufour A.P. (1977) *Escherichia coli*: The fecal coliform. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 48-58.

Dufour A.P. and Cabelli V.J. (1976) Characteristics of *Klebsiella* from textile finishing plant effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 872-879.

Duncan D.W. and Russell W.E. (1972) *Klebsiella* biotypes among coliforms isolated from forest environments and farm produce. Appl. Microbiol. 24, 933-938.

Dutka B.J. (1973) Coliforms are an inadequate index of water quality. J. Environ. Health 36, 39-46.

Dutka B.J. (1979) Microbiological indicators, problems and potential of new microbial indicators of water quality. Paper 18: Int. Symp. on Biological Indicators of Water Quality. Univ. of Newcastle-Upon-Tyne, Sept. 12-15, 1978.

Dutka B.J. and Bell J.A. (1973) Isolation of Salmonellae from moderately polluted waters. J. Water Pollut. Control Fed. 45, 316-324.

Dutka B.J. and Kwan K.K. (1977) Confirmation of single step membrane filtration procedure for estimating *Pseudomonas aeruginosa* densities in water. Appl. Environ. Microbiol. 33, 240-245.

Dutka B.J. and Tobin S.E. (1976) Study on the efficiency of four procedures for enumerating coliforms in water. Can. J. Microbiol. 22, 630-635.

Dzawachiszwili N., Landau J.W., Newcomer V.D. and Plunkett O.A. (1964) The effect of seawater and sodium chloride on the growth of fungi pathogenic to man. J. Invest. Dermatol. 43, 103-109.

Emmons C.W., Binford C.H., Utz J.P. and Kwan-Chung K.J. (1977) Medical Mycology. Lea and Febiger, Philadelphia, 592 pp.

Environment Canada (1972) Guidelines for Water Quality Objectives and Standards. Inland Waters Directorate, Department of the Environment, Canada. Tech. Bull. no. 67.

Environment Canada (1978) Methods for Microbiological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. Inland Waters Directorate, Scientific Operations Division, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.

Environment Canada (1979) Analytical Methods Manual. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch.

Environment Canada (1980) Field Methods Manual. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.

Environmental Health Directorate (1977) Microbiological Quality of Drinking Water. Publication 77-EHD-2, Health and Welfare Canada, Ottawa.

Environmental Health Directorate (1978) Recreational Water Quality. Health and Welfare Canada, 78-EHD-25, Ottawa.

Evans J.B. (1977) Coagulase-positive Staphylococci as indicators of potential health hazards from winter. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 126-130.

Favero M.S., Drake C.H. and Randall G. (1964) Use of Staphylococci as indicators of swimming pool pollution. Public Health Reports 79, 61-70.

Feachem R. (1975) An improved role for faecal coliform to faecal streptococci ratios in the differentiation between human and non-human pollution sources. Water Res. 9, 689-690.

Felbeck G.T. (1965) Structural chemistry of soil humic substances. Adv. Agron. 17, 327-368. Cited in Giesy J.P. and Briese L.A. (1977).

Felbeck G.T. (1971) Chemical and biological characterization of humic matter. *In* Soil Biochemistry 2. McLoren A.D. and Skeyins J. (eds.) Marcel Dekker, New York, pp. 55-56. Cited in Giesy J.P. and Briese L.A. (1977).

Fitzgerald G.P. and Der Vartanian M.E. (1969) *Pseudomonas aeruginosa* for the evaluation of swimming pool chlorination and algicides. Appl. Microbiol. 17, 415-421.

Flaig W. (1964) Effects of microorganisms in the transformation of lignin to humic substances. Geochim. Cosmochim. Acta 28:1523-1535. Quoted in Giesy J.P. and Briese L.A. (1977).

Foster D.H., Hanes N.B. and Lord S.M., Jr. (1971) A critical examination of bathing water quality standards. J. Water Pollut. Control Fed. 43, 2229-2241.

Fuhs G.W. (1975) A probabilistic model of bathing beach safety. Sci. Total Environ. 4, 165-175.

Gage S.D. (1924) The Control of Oil Pollution in Rhode Island. Jour. Boston Soc. Civil Eng. 11:237. Cited in McKee J.E. and Wolf H.W. (1963), p. 232.

Gallagher T.P. and Spino D.F. (1968) The significance of numbers of coliform bacteria as an indicator of enteric pathogens. Water Res. 2, 169-175.

Galloway J.N. and Cowling E.B. (1978) The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: A proposed precipitation chemistry network. J. Air Poll. Control Assoc. 28, 229-235.

Geldreich E.E. (1966) Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment. Water Pollution Control Research Series number WP-20-3. Government Printing Office, Washington, D.C.

Geldreich E.E. (1970) Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. Amer. Water Works Assoc. 62, 113-120.

Geldreich E.E. (1972a) Water Pathogens. *In* Water Pollution Microbiology. Mitchell R. (ed.) Wiley-Interscience, pp. 207-241.

Geldreich E.E. (1972b) Buffalo lake recreational water quality: A study in bacteriological data interpretation. Water Res. 6, 613-624.

Geldreich E.E. (1976) Microbiology of water. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1338-1356.

Geldreich E.E. (1978) Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 51-97.

Geldreich E.E. and Clarke N.A. (1966) Bacterial pollution indicators in the intestinal tract of freshwater fish. Appl. Microbiol. 14, 429-437.

Geldreich E.E. and Kenner B.A. (1969) Concepts of fecal streptococci in stream pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 41, R336-R352.

Geldreich E.E., Huff C.B., Bordner R.H., Kabler P.W. and Clark H.F. (1962) The faecal coli-aerogenes flora of soils from various geographic areas. J. Appl. Bacteriol. 25, 87-93.

Geldreich E.E., Kenner B.A. and Kabler P.W. (1964) Occurrence of coliforms, fecal coliforms and fecal streptococci on vegetation and insects. Appl. Microbiol. 12, 63-69.

Geldreich E.E., Best L.C., Kenner B.A. and Van Donsel D.J. (1968) The bacteriological aspects of stormwater pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 40, 1861-1872.

Gentile J. and Maloney T.E. (1969) Toxicity and environmental requirements of a strain of *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Can. J. Microbiol. 15, 165-173.

Gentles J and Maloney T.E. (1969) Toxicity and environmental requirements of a strain of *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Can. J. Microbiol. 15, 165-173.

Gentles J.C. and LaTouche C.J. (1969) Yeasts as human and animal pathogens. *In* The Yeasts, Volume 1. Rose A.H. and Harrison J.S. (eds) Academic Press, New York, N.Y., pp. 107-182.

Gibson E.A. (1965) Review of progress of dairy science. Section E. diseases of dairy cattle. J. Dairy Res. 32, 97-134.

Giesy J.P., Jr. and Briese L.A. (1977) Metals associated with organic carbon extracted from Okefenokee swamp water. Chem. Geol. 20, 109-120.

Goodrich T.D., Stuart D.G., Bissonnette G.K. and Walter W.G. (1970) A bacteriological study of the waters of Bozeman Creek's south fork drainage. Montana Academy of Science 30, 59-65.

Goyal W.M., Gerba C.P. and Melnick J.L. (1978) Prevalence of human enteric viruses in coastal canal communities. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 2247-2256.

Guarraia L.J. (1973) Fungi: a state-of-the-art. *In* Proceedings of the First Microbiology Seminar on Standardization of Methods. Verner S.S. (ed.) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA-R4-73-022, pp. 106-111.

Hach C.C. (1972) Ind. Water Eng., Feb-March, 18.

Hansenclever H.F. and Kocan R.M. (1975) *Candida albicans* associated with the gastrointestinal tract of the common pigeon (*Columba livia*). Sabouraudia 13, 116-120.

Hawley H.B., Morin D.P., Geraghty M.E., Tomkow J. and Phillips C.A. (1973) Coxsackievirus B epidemic at a boys' summer camp. Isolation of virus from swimming water. J. Amer. Med. Assoc. 226, 33-36.

Health and Welfare Canada (1979) Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, 1978. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa.

Hendricks C.W. (1971) Increased recovery rate of Salmonellae from stream bottom sediments versus surface waters. Appl. Microbiol. 21, 379-380.

Hendricks C.W. (1972) Enteric bacterial growth rates in river water. Appl. Microbiol. 24, 168-174.

Henson E.B. (1966) Aquatic insects as inhalant allergens: a review of American literature. Ohio J. Sci. 66, 529-532. Cited in National Academy of Sciences (1973).

Hoadley A.W. (1968) On the significance of *Pseudomonas aeruginosa* in surface waters. New England Water Works Assoc. J. 82, 99-111.

Hoadley A.W. (1977) Potential health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa* in water. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing & Materials, Philadelphia, pp. 80-114.

Hoadley A.W. and Knight D.E. (1975) External otitis among swimmers and non-swimmers. Arch. Environ. Health 30, 445-448.

Hoadley A.W., Kemp W.M., Firmin A.C., Smith G.T. and Schelhorn P. (1974) Salmonellae in the environment around a chicken processing plant. Appl. Microbiol. 27, 818-857.

Hoeffler D.F. (1977) Swimmers' Itch (Cercarial Dermatitis). Cutis, 461-467.

Holdway P.A., Watson R.A. and Moss B. (1978) Aspects of the ecology of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) and water chemistry in the Norfolk Broads, England. Freshwater Biol. 8, 295-311.

Huntley B.E., Jones A.E. and Cabelli V.J. (1976) *Klebsiella* densities in waters receiving wood pulp effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1766-1771.

Ingram W.M. and Prescott G.W. (1954) Toxic fresh-water algae. Amer. Midl. Nat. 52, 75-87.

International Joint Commission (1977) New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. An International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada.

Jones E.H. (1965) External Otitis: Diagnosis and Treatment, C.C. Thomas Publications, Springfield, Ill.

Kabler P.W. (1968) Microbial considerations in drinking water. J. Amer. Water Works Assoc. 60, 1173-1180.

Kampelmacher E.H., Fonds A.W. and Van Noorle Jansen L.M. (1977) Reduction of *Salmonella, E. coli*. Coliforms and fecal streptococci by chlorination of sewage treatment plant effluents. Water Res. 11, 545-550.

Keatinge W.R. (1969) Survival in Cold Water: The Physiology and Treatment of Immersion Hypothermia and of Drowning. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London. 135 pp.

Kishimoto R.A. and Baker G.E. (1969) Pathogenic and potentially pathogenic fungi isolated from beach sands and selected soils of Oahu, Hawaii. Mycologia 61, 537-548.

Kreider M.B. (1964) Pathogenic effects of extreme cold. *In* Medical Climatology. Licht S. and Licht E. (eds.) New Haven, Connecticut, pp. 428-468.

Lanyi B., Gregacs M. and Adam M.M. (1966). Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* serogroups in water and human faeces. Acta Microbiol. Acad. Sci. Hung. 13, 319-326.

Leggatt E.A. and Fung D. (1975) Earl Rowe and Bass Lake bathing beach capacity. Microbiological Study, unpublished manuscript. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Levin M.A. and Cabelli V.J. (1972) Membrane filter technique for enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*. Appl. Microbiol. 24, 864-870.

Levy G.F. and Folstad J.W. (1969) Swimmers' Itch. Environment 11, 14-21.

Lund E. (1978) Human pathogens as potential health hazards. Ambio 7, 56-61.

Lupo L., Strickland E., Dufour A. and Cabelli V. (1977) The effect of oxidase positive bacteria on total coliform density estimates. Health Lab. Sci. 14, 117-121.

Mackenthun K.M. and Keup L.E. (1970) Biological problems encountered in water supplies. J. Amer. Water Works Assoc. 62, 520-526.

Mallman W.L. (1962) Cocci test for detecting mouth and nose pollution of swimming pool water. Amer. J. Public Health 52, 2001-2008.

Mallman W.L. and Sypien A. (1934) Pollution indices of natural bathing places. Amer. J. Public Health 24, 681-688.

Matsen J.M., Spindler J.A. and Blosser R.O. (1974) Characterization of *Klebsiella* isolates from natural receiving waters and comparison with human isolates. Appl. Microbiol. 28, 672-678.

McCabe L.J. and Craun G.F. (1975) Status of waterborne diseases in the U.S. and Canada. J. Am Water Works Assoc. 67, 95-98.

McClausland W.J. and Cox P.J. (1975) *Pseudomonas* infection traced to motel whirlpool. J. Environ. Health 37, 455-459.

McFeters G.A., Bissonnette G.K., Jezeski J.J., Thomson C.A. and Stuart D.G. (1974) Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. Appl. Microbiol. 27, 829-838.

McJunkin F.E. (1970) Engineering Measures for Control of Schistosomiasis, A Report for the U.S. Agency for International Development. Bureau of Technical Assistance. Office of Health, Washington, D.C., 69 pp.

McKee J.E. and Wolfe J.W. (1963) Water Quality Criteria, 2nd Edition. Publ. 3A State Water Qual. Board, Sacramento, Calif.

McLean D.M. (1964) Microbiological hazards of freshwater bathing. Health Lab. Sci. 1, 151-158.

McLeod J.A. and Bondar G.S. (1952) A case of suspected algal poisoning in Manitoba. Can. J. Pub. Health 43, 347-350.

Melnick J.L. (1976) Viruses in water: an introduction. *In* Viruses in Water. Berg G. (ed.) American Public Health Association, Washington, D.C., pp. 3-10.

Metcalf T.G. (1978) Indicators for viruses in natural waters. *In* Water Pollution Microbiology Vol. 2. Mitchell R. (ed.), Wiley-Interscience, New York, pp. 301-324.

Mitchell D.G. and Starzyk M.J. (1975) Survival of *Salmonella* and other indicator microorganisms. Can. J. Microbiol. 21, 1420-1421.

Molnar G.W. (1946) Survival of hypothermia by men immersed in the ocean. J. Amer. Med. Ass. 131, 1046-1050.

Mood E.W. (1968) The Role of Some Physico-Chemical Properties of Water as Causative Agents of Eye Irritation of Swimmers. Report of the Committee of Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration. U.S. Department of the Interior, pp. 15-16.

Moore B. (1959) Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales. A bacteriological and epidemiological study. J. Hyg. 57, 435-472.

Moore R.E. (1977) Toxins from blue-green algae. BioSci. 27, 797-802.

Morse E.V., Myhrom E.P. and Greenwood D.E. (1976) Salmonellosis in man and animals as an environmental health problem. J. Environ. Sci. Health (Environmental Science and Engineering) All, 755-769.

Mundt J.O. (1963) Occurrence of enterococci on plants in a wild environment. Appl. Microbiol. 11, 141-144.

Mundt J.O. and Graham W.F. (1968) *Streptococcus faecium* var. *casseliflavus*, nov. var. J. Bacteriol. 95, 2005-2009.

Municipal Environmental Research Laboratory (1978) United States Environmental Protection Agency, EPA-600/9-78-017. Urban Stormwater Management Work Shop Proceedings, Edison, N.J., December 1, 1977, pp. 110.

National Academy of Sciences (1973) Water Quality Criteria (1972). U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R3-73-003.

National Academy of Sciences (1977) Drinking Water and Health, Part I. NAS, Washington, D.C.

National Technical Advisory Committee (1968) Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.

Newburgh L.H. (ed.) (1949) Physiology of Heat Regulation and the Science of Clothing. W.B. Saunders Company, Philadelphia, pp. 457.

Neil J.H. (1957) Problems and control of unnatural fertilization of lake waters. *In* Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference, Purdue University, May 1957, pp. 301-316.

Neil J.H. (1975) *Cladophora* in the Great Lakes. Shear H. and Konasewich D. (eds.) International Joint Commission, Windsor, 179 pp.

Nicholls K.H., Kennedy W. and Hammett C. (1980a) A fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Freshwater Biol. 10, 553-561.

Nicholls K.H., Beaver J.L. and Estabrook R.H. (1980b) Lakewide odours in Ontario and New Hampshire caused by *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae). A.P.I.O.S. Technical Report No. 001/81. Ontario Ministry of the Environment, Toronto. 11 pp.

O'Donoghue J.G. and J. Wilton G.S. (1951) Algae poisoning in Alberta. Can. J. Comp. Med. 15, 193-198.

Ontario Ministry of the Environment (1968) Guidelines and Criteria for Water Quality Management in Ontario. Toronto, Ont.

Ontario Ministry of the Environment (1978) Water Management: Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment. Toronto, Ontario.

Ontario Ministry of Health (1975) Water Quality Guidelines for Bathing Beaches. Toronto, Ontario.

Oriz J.S. (1977) The use of *Staphylococcus aureus* as an indicator of Bather's Pollution. Ann. Meeting Amer. Soc. Microbiol. 77, 271.

Paffenbarger R.S., Berg G., Clarke N.A., Stevenson R.E., Poller B.G. and Hyde R.T. (1959) Viruses and illness at a boys' summer camp. Amer. J. Hygiene 70, 254-274.

Pagel J.E. and Hardy G.M. (1979) Comparison of Selection Media for the Enumeration and Identification of Fecal Streptococci from Natural Sources. Micro 7914 JP 7602 Microbiology Section, Laboratory Services Branch, Ontario Ministry of the Environment.

Palmquist A.F. and Jankow D. (1973) Evaluation of *Pseudomonas* and *Staphylococcus aureus* as indicators of bacterial quality of swimming pools. J. Environ. Health 36, 230-232.

Palmateer G. (1980) Ontario Ministry of the Environment, London, Ontario, Personal communication.

Palmer C.M. (1962) Algae in Water Supplies. U.S. Public Health Service Publ. No. 657. Washington, D.C.

Papavassiliov J., Tzannatis S., Yeka H. and Michapoulos G. (1967) Coli-Aerogenes bacteria on plants. J. Appl. Bacteriol. 30, 219.

Paul R.A. (1972) An environmental model for swimming pool bacteriology. Amer. J. Publ. Health 62, 770-772.

Payment P. (1977) L'analyse virologique de l'eau. Eau du Québec 10, 14-18.

Payment P., Gerba C.P., Wallis C. and Melnick J.L. (1976) Methods for concentrating viruses from large volumes of estuarine water on pleated membranes. Water Res. 10, 893-896.

Pipes W.O. (ed.) (1978) Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution - Workshop Proceedings. Drexel University, Philadelphia, Pa. and National Science Foundation. 228 pp.

Plotkin S.A. and Katz M. (1967) Minimal infective doses of viruses for man by the oral route. *In* Transmission of Viruses by the Water Route. Berg G. (ed.) J. Wiley and Sons, New York pp. 151-166.

Prescott G.W. (1948) Objectionable algae with reference to the killing of fish and other animals. Hydrobiologia 1, 1-13.

Press E. (1969) An interstate drowning study. Am. J. Pub. Health 58, 2275-2289.

Presswood W.G. and Strong D.K. (1978) Modification of M-FC medium by eliminating rosolic acid. Appl. Environ. Microbiol. 36, 90-94.

Prost E. and Riemann H. (1967) Food-Borne Salmonellosis. Ann. Rev. Microbiol. 21, 495-528.

Province of British Columbia (1969) Recommended Water Quality Standards. Division of Public Health Engineering, Health Branch, Department of Health Services and Hospital Insurance (amended version).

Province of Manitoba (1979) Report on a Proposal Concerning Surface Water Quality Objectives and Stream Classification for the Province of Manitoba. Clean Environment Commission Report, May 1979. 50 pages and Appendices.

Qureshi A.A. (1977) Microbiological Characteristics of Storm Water Runoffs at East York (Toronto) and Guelph Separate Storm Sewers. Research Report No. 87, Research Program for the Abatement of Municipal Pollution under Provisions of the Canada Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality.

Qureshi A.A. and Dutka B.J. (1979) Storm runoff microbiology adds to concern. Water and Sewage Works 126, 86-88.

Raber I. and Breslin C.W. (1978) Tolerance of artificial tears - The effects of pH. Can. J. Ophthal. 13, 247-249.

Ramos-Alverez M. and Sabin A.B. (1956) Intestinal viral flora of healthy children demonstrated by monkey kidney tissue culture. Amer. J. Public Health 46, 295-299.

Reasoner D.J. (1976) Microbiology: Detection of bacterial pathogens and their occurrence. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1397-1410.

Reasoner D.J. (1979) Microbiology: Detection of bacterial pathogens and their occurrence. J. Water Pollut. Control Fed. 51, 1760-1777.

Reid G.K. and Wood R.D. (1976) Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Company, Toronto, pp. 138-146.

Reynolds C.S. and Walsby A.E. (1975) Water-blooms. Biol. Rev. 50, 437-481.

Ringen L.M. and Drake C.H. (1952) A study of the incidence of *Pseudomonas aeruginosa* from various natural sources. J. Bacteriol. 64, 841-845.

Rokosh D.A., Rao S.S. and Jurkovic A.A. (1977) Extent of effluent influence on lake water determined by bacterial population distributions. J. Fish. Res. Board Can. 34, 844-849.

Rosenberg M.L., Hazlet K.K., Schaefer J., Wells J.G. and Pruneda R.C. (1976) Shigellosis from swimming. J. Amer. Med. Assoc. 236, 1849-1852.

Royal Life Saving Society of Canada (1978) Proceedings of the Cold Water Symposium, May 8, 1978, pp. 7.

Ruttner, F. (1963) Fundamentals of Limnology. Third Edition translated by Frey D.G. and Fry F.E.J., University of Toronto Press.

Saskatchewan Environment (1977) Water Quality Objectives - January 1975. Water Pollution Control Branch, Regina, Saskatchewan.

Sattar S.A. (1978a) Viral Pollution of the Ottawa River and its Possible Impact on the Quality of Potable and Recreational Waters in the Ottawa Area - Phase I. Final Report for the Ontario Ministry of the Environment Research Study Contract No. 77-044-11, 103 pp.

Sattar S.A. (1978b) Viruses, Water and Health. University of Ottawa Press, Ottawa, 106 pp.

Sattar S.A. and Westwood J.C.N. (1977) Isolation of apparently wild strains of poliovirus type 1 from sewage in the Ottawa area. Can. Med. Assoc. J. 116, 25-27.

Sattar S.A. and Westwood J.C.N (1978) Viral pollution of surface waters due to chlorinated primary effluents. Appl. Environ. Microbiol. 36, 427-431.

Sayler G.S., Nelson J.D., Jr., Justice A. and Colwell R.R. (1976) Incidence of *Salmonella* sp., *Clostridium botulinum*, and *Vibrio parahaemolyticus* in an estuary. Appl. Environ. Microbiol. 31, 723-730.

Scarpino P.V. (1975) Human enteric viruses and bacteriophages as indicators of sewage pollution. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L. (ed.) Pergamon Press, Oxford, pp. 49-61.

Schiemann D.A., Brodsky M.H. and Ciebin B.W. (1978) Salmonella and bacterial indicators in ozonated and chlorine dioxide-disinfected effluent. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 158-162.

Schindler J.E. and Alberts J.J. (1974) Analysis of organic-inorganic associations of four Georgia reservoirs. Arch. Hydrobiol. 74, 429-440

Schnitzer M. and Khan S.U. (1972) Humic Substances in the Environment. Marcel Dekker Inc. New York, p. 3.

Schwimmer M. and Schwimmer D. (1968) Medical aspects of phycology. Jackson D.F. (ed) Algae, Man and the Environment, Plenum Press, New York, pp. 279-358.

Seligmann E.B. (1951) A Study of Streptococci and Micrococci as Indicators of Pollution in Swimming Pool Water. Thesis. Michigan State College of Agriculture and Applied Science, East Lansing.

Senior V.E. (1960) Algal poisoning in Saskatchewan. Can. J. Comp. Med. 24, 26-31.

Seyfried P.L. (1973) The Examination of Recreational Waters for the Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* and Coagulase-positive *Staphylococcus aureus* and their Potential as Indicators of Water Quality. Department of the Environment, Inland Waters Directorate Contract Number KW 412-3-0828, Report, Ottawa.

Seyfried P.L. (1975) Personal communication.

Seyfried P.L. (1980) Epidemiological study of disease incidence related to recreational use of Great Lakes waters — Phase III Report. Report on a study carried out under contract, submitted to Health and Welfare Canada, March 27, 1980.

Seyfried P.L. (1980) Personal communication.

Sherry J.P., Kuchma S.R., Zarzour J. and Dutka B.J. (1979a) Occurrence and Significance of *Candida albicans* in Lake Ontario Bathing Beaches. Scientific Series No. 98, Inland Waters Directorate, Environment Canada.

Sherry J.P., Kuchma S.R. and Dutka B.J. (1979b) The occurrence of *Candida albicans* in Lake Ontario bathing beaches. Can. J. Microbiol. 25, 1036-1044.

Shilo M. (1971) Toxins of Chrysophyceae. *In* Microbiol. Toxins, Kadis S., Ciegler A. and Ajl S. (eds.) Academic Press, London, pp. 67-103.

Shuval H.I. (1975) The case for microbial standards for bathing beaches. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L.H. (ed.) Pergamon Press, Toronto, pp. 95-101.

Shuval H.I., Cohen J. and Kolodney R. (1973) Regrowth of coliforms and fecal coliforms in chlorinated wastewater effluent. Water Res. 7, 537-546.

Silvey J.K.G., Abshire R.L. and Nunez W.J. III (1974) Bacteriology of chlorinated and unchlorinated wastewater effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 46, 2153-2162.

Smith R.J. and Twedt R.M. (1971) Natural relationship of indicator and pathogenic bacteria in stream waters. J. Water Pollut. Control Fed. 43, 2200-2209.

Smith R.J., Twedt R.M. and Flanigan L.K. (1973) Relationships of indicators and pathogenic bacteria in stream waters. J. Water Pollut. Control Fed. 45, 1736-1745.

Stevenson A.H. (1953) Studies of bathing water and health. Amer. J. Public Health 43, 529-538.

Subrahmanyan T.P. (1977) Occurrence of Viruses in Natural Waters Used for Recreational Purposes in Ontario. Interim Report on Provincial Research Grant PR557 to the Research Branch, Ontario Ministry of Health.

Subrahmanyan T.P., Cherwinsky C.L., Wilson I.J. and Palmateer G. (1979) Virological examination of wastewaters during a polio outbreak. Can. J. Public Health 70, 53 (Abstract).

Taft C.E. (1965) Water and Algae, World Problems. Educational Pub., Chicago.

Tangen K. (1977) Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia 63, 123-133.

Taylor C.B. (1951) Coli-Aerogenes bacteria in soils. J. Hyg. 49, 162-168.

Taylor E.W. (1958) The examination of water and water supplies. Seventh Ed. Churchill, London, England, 468 pp.

Thomason B.M., Biddle J.W. and Cherry W.B. (1975) Detection of *Salmonella* in the environment. Appl. Microbiol. 30, 764-767.

Tobin R.S. and Dutka B.J. (1977) Comparison of the surface structure, metal binding and fecal coliform recoveries of nine membrane filters. Appl. Environ. Microbiol. 34, 69-79.

Tobin R.S., Lomax P. and Kushner D.J. (1980) Comparison of nine brands of membrane filter and the most-probable-number methods for total coliform enumeration in sewage-contaminated drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 40, 186-191.

United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants (1979) The LRTAP Problem in North America: a Preliminary Overview. U.S. Co-chairman Altshieller A.P. and Canadian Co-chairman McBean G.A., Department of External Affairs and State Department.

U.S. Environmental Protection Agency (1976) Quality Criteria for Water. EPA-440/9-76-023, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1978a) Microbiological Methods for Monitoring the Environment. Water and Wastes. EPA-600/8-78-017, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1978b) Human Viruses in the Aquatic Environment: A Status Report with Emphasis on the EPA Research Program. Report to Congress. EPA-570/9-78-006, Washington, D.C.

RECOMMANDATIONS AU SUJET DE LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES AU CANADA

Préparées par le
Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives
du
Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail

Publication autorisée par le
ministre de la Santé nationale et du Bien-être social

Also available in English under the title
"GUIDELINES FOR CANADIAN RECREATIONAL WATER QUALITY"

Octobre 1983

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1983

En vente au Canada par l'entremise de nos
agents libraires agréés
et autres librairies

ou par la poste au

Centre d'édition du gouvernement du Canada
Approvisionnements et Services Canada
Ottawa, Canada. K1A 0S9

Catalogue H46-20/1983F
ISBN 0-660-91154-X

Canada: $5,25
à l'étranger: $6,30

Prix sujet à changement sans avis préalable

Table des matières

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES AU CANADA

PAGE

PRÉFACE 1

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES 1

REMERCIEMENTS 2

1.0 BUT ET PORTÉE 5

2.0 EXIGENCES GÉNÉRALES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES 9

3.0 CARACTÉRISTIQUES MICROBIOLOGIQUES 13

3.1 Organismes indicateurs 13

3.1.1 Coliformes fécaux 13
3.1.2 Streptocoques fécaux 18
3.1.3 Coliformes totaux 21

3.2 Organismes pathogènes 28

3.2.1 *Candida albicans* 28
3.2.2 *Pseudomonas aeruginosa* 30
3.2.3 *Salmonella* 33
3.2.4 *Shigella* 36
3.2.5 *Staphylococcus aureus* 38
3.2.6 Virus 40

3.3 Organismes indésirables 42

4.0 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES 53

4.1 pH 53
4.2 Température 55
4.3 Esthétique 57

4.3.1 Turbidité 58
4.3.2 Limpidité et pénétration de la lumière 59
4.3.3 Couleur 60
4.3.4 Huile et graisses 62

5.0 ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE MICROBIOLOGIQUE 65

5.1 Échantillonnage 65

5.1.1 Fréquence 66
5.1.2 Contenants pour les échantillons 66
5.1.3 Conservation et entreposage des échantillons 66
5.1.4 Méthode d'échantillonnage 66

5.2 Techniques microbiologiques 67

5.2.1 Coliformes fécaux et coliformes totaux 67
5.2.2 Streptocoques fécaux 69
5.2.3 *Candida albicans* 69
5.2.4 *Pseudomonas aeruginosa* 69
5.2.5 *Salmonella* et *Shigella* 70
5.2.6 *Staphylococcus aureus* 70
5.2.7 Virus 70

BIBLIOGRAPHIE 71

PRÉFACE

Au Canada, l'utilisation croissante des eaux de surface pour des activités récréatives comportant un contact du corps avec cet élément, et l'augmentation du nombre des sources d'eaux usées industrielles et municipales, qui sont déversées dans les eaux de surface, exigent la formulation de recommandations relatives à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. En 1979, le Comité consultatif de l'hygiène du milieu et du travail a formé un groupe de travail chargé d'élaborer de telles recommandations.

Pour préparer le présent document, le Groupe de travail a étudié attentivement les critères existants et les indicateurs couramment utilisés pour juger de la qualité de l'eau au point de vue de l'hygiène; il a également examiné les données sur la qualité de l'eau de lacs et de cours d'eau où l'on pratique différents sports dans des régions représentatives du Canada. Cette étude fut effectuée entre octobre 1979 et juin 1981. Grâce à la consultation de toutes les autorités provinciales et territoriales, les auteurs espèrent que ce document pourra servir de ligne directrice à la grandeur du pays et que l'application judicieuse de ces recommandations par les propriétaires et les autorités responsables contribuera à la sécurité des nombreux Canadiens concernés.

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR LA QUALITÉ DE L'EAU UTILISÉE À DES FINS RÉCRÉATIVES

Alberta

M. Paul Shewchuk
Head, Water Quality Branch
Standards and Approvals Division
Alberta Environment
9820 106th Street
Oxbridge Place - 5th Floor
Edmonton (Alberta)
T5K 2J6

Manitoba

(Président)
M. W.M. Ward
Director, Program Development and Review Branch
Environmental Management Division
Department of Mines, Resources and Environment
Province of Manitoba
Box 7, 139 Tuxedo Avenue
Winnipeg (Manitoba)
R3C 0V8

Nouveau-Brunswick

Mlle Helen J. Brown
Microbiologiste
Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick
Laboratoire régional
8, rue Castle
Saint-Jean (Nouveau-Brunswick)
E2L 3B8

Ontario

M. Eric A. Leggatt
Planning and Co-ordination Section
Water Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
1, St. Clair Avenue, West
Toronto, (Ontario)
M4V 1P5

Ministère de l'Environnement

Dr Margaret C. Taylor
Direction de la qualité des eaux
Ministère de l'Environnement
Place Vincent Massey
Ottawa (Ontario)
K1A 0E7

Santé et Bien-être social Canada

(Secrétariat)
Dr Richard Tobin
Division de la surveillance et des critères
Bureau des dangers des produits chimiques
Direction générale de la protection de la santé
Santé et Bien-être social Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

REMERCIEMENTS

Les membres du Groupe de travail sur la qualité de l'eau utilisee à des fins récréatives désirent remercier les personnes qui ont bien voulu prendre le temps d'étudier le présent rapport et de nous transmettre leurs commentaires. Nous désirons remercier plus particulièrement le docteur P.K. Basu, professeur d'ophtalmologie à l'Université de Toronto, qui a entrepris des recherches, à ses frais, pour nous fournir les données nécessaires à l'établissement des limites de pH, et monsieur K.H. Nicholls, chef de l'unité de taxonomie du plancton au ministère de l'Environnement de l'Ontario pour sa collaboration à la section sur le phytoplancton.

1.0 BUT ET PORTÉE

1.0 BUT ET PORTÉE

Les eaux à vocation récréative sont les eaux naturelles utilisées surtout pour la baignade et d'autres sports qui se pratiquent dans l'eau, de même que pour des activités comme la navigation de plaisance, la pêche et d'autres sports où le contact corporel avec l'eau est moins fréquent.

Les présentes recommandations visent principalement à prévenir les dangers pour la santé qui sont liés à l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, mais touchent aussi à l'esthétique et aux conditions indésirables. Parmi les dangers pour la santé liés au contact direct avec l'eau au cours d'activités récréatives figurent les infections transmises par des microorganismes pathogènes et d'autres organismes, ainsi que les blessures dues à la mauvaise visibilité dans les eaux troubles. Les recommandations porteront sur les risques que présente l'exposition aux bactéries: streptocoques fécaux, à *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*, coliformes totaux et coliformes fécaux, aux virus et au *Candida albicans*. Quelques sections porteront également sur le pH, les organismes indésirables, la température, l'esthétique et la turbidité. Une section, qui intéressera plus particulièrement les organisations responsables de la surveillance des eaux sera consacrée à l'échantillonnage et à la numération des indicateurs de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives.

Aux fins du présent document, l'utilisation à des fins récréatives correspond à toute activité qui comporte l'immersion volontaire du corps, y compris la tête, dans l'eau, ou une immersion probable (par exemple, le ski nautique). Étant donné que les problèmes d'hygiène publique que posent les piscines sont assez différents, il n'est pas prévu d'en parler dans la présente publication.

Les limites recommandées pourront être révisées ou modifiées lorsque des données nouvelles ou plus significatives seront mises à notre disposition. Ces limites ne sont pas des normes ayant force de règlement à moins qu'une autorité provinciale ou fédérale dûment mandatée ne les promulgue comme telles. Les auteurs espèrent que l'usage judicieux de ces recommandations aura pour résultat de doter le Canada d'eaux dites "de loisirs" salubres et attrayantes.

2.0 EXIGENCES GÉNÉRALES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES

2.0 EXIGENCES GÉNÉRALES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX UTILISÉES À DES FINS RÉCRÉATIVES

Les eaux utilisées à des fins récréatives devraient être suffisamment exemptes de contamination fécale, de microorganismes pathogènes et d'autres dangers pour que le risque qu'elles peuvent présenter pour la santé et la sécurité des usagers soit négligeable.

Le risque d'infection sera établi en fonction de certains facteurs, notamment: A) une enquête sanitaire, B) des études épidémiologiques, C) l'établissement de nombres limites en ce qui concerne les coliformes fécaux et D) la présence de pathogènes.

A. Enquête sanitaire

Il faut mener avec une attention toute particulière une enquête sanitaire sur le bassin hydrographique afin de déceler toutes les sources de contamination qui pourraient exister dans la zone où se pratique la baignade. Il s'agira d'une étude de cas individuels qui devrait être menée par des inspecteurs qualifiés; de toutes manières, il faudrait étudier les points suivants:

— le risque que des eaux usées insuffisamment traitées, des matières fécales ou d'autres substances dangereuses contaminent l'eau;

— tous les émissaires ou tous les déversoirs connus de la région, qui peuvent contenir des eaux usées, en particulier en amont;

— les inspections effectuées sur place par des observateurs ou des inspecteurs compétents qui connaissent bien la région;

— il serait sage d'établir un système de rapport pour que les autorités concernées soient avisées si une usine d'épuration des eaux, municipale, privée ou industrielle déverse des déchets qui menacent la qualité de l'eau d'une zone réservée à la baignade. Ces déversements peuvent être attribuables à un mauvais fonctionnement de l'usine, à des pannes, à une surcharge ou à une dérivation.

B. Études épidémiologiques

Les autorités sanitaires responsables d'une zone de loisirs devraient examiner toutes les données épidémiologiques à son sujet ainsi que les rapports sur les infections d'origine hydrique. La qualité de l'eau d'une zone de loisirs devrait être considérée comme altérée si des rapports font état de cas d'infections d'origine hydrique dans la collectivité ou s'il existe des données sur la morbidité et la mortalité qui indiquent des sources d'infection susceptibles d'être transmises dans une zone réservée à des fins de récréation.

C. Limites relatives aux coliformes fécaux

Des enquêtes microbiologiques peuvent fournir des renseignements précieux pour évaluer les risques. Lorsque des concentrations de coliformes fécaux dans

une zone utilisée à des fins récréatives sont proches de 200 organismes/100 mL, la possibilité qu'il y ait d'autres organismes pathogènes augmente également. La concentration de coliformes fécaux ne devrait pas être supérieure à 200 organismes/100 mL; si cette valeur est dépassée, on peut considérer qu'il existe un risque pour la santé. Il s'agit ici d'une limite supérieure; bien entendu, les baigneurs seront moins exposés si les densités bactériennes sont plus faibles. Les coliformes totaux et les streptocoques fécaux sont d'autres paramètres qui servent d'indice de la contamination de l'eau.

D. La présence de pathogènes

Les autorités sanitaires locales doivent prendre des mesures lorsqu'on les avertit de la présence d'organismes pathogènes (par exemple, *Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Shigella sp., Salmonella sp.*, poliverus et autres intérovirus). Si l'un quelconque de ces organismes pathogènes peut être régulièrement isolé, on peut dire qu'il existe un danger pour la santé.

Il ne sera pas question, dans le présent document, des substances chimiques et des radionucléides. D'ordinaire, les quantités d'eau ingérées au cours des activités récréatives pratiquées dans l'eau ne sont pas suffisantes pour que des substances chimiques organiques ou inorganiques ou des radionucléides qui s'y trouveraient puissent causer du tort. À ce sujet, le lecteur est prié de consulter les **Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978** (Santé et Bien-être social Canada, 1979).

3.0 CARACTÉRISTIQUES MICROBIOLOGIQUES

3.0 CARACTÉRISTIQUES MICROBIOLOGIQUES

Les paramètres microbiologiques que nous avons choisi d'examiner forment deux groupes: celui des organismes indicateurs et celui des organismes pathogènes. Il n'était pas dans nos intentions d'en dresser une liste exhaustive; il est possible que certaines organisations de surveillance désirent étudier d'autres paramètres à cause de différences régionales ou de l'existence d'organismes connus qui posent des problèmes.

3.1 ORGANISMES INDICATEURS

3.1.1 COLIFORMES FÉCAUX

LIMITES MAXIMALES

Les moyennes géométriques d'au moins 5 échantillons prélevés au cours d'une période de 30 jours devraient être inférieures à 200 coliformes fécaux/100 mL. S'il arrive qu'un des échantillons contienne plus de 400 coliformes fécaux/100 mL, il faut effectuer un nouvel échantillonnage.

CRITÈRES

Description

Les concentrations de coliformes fécaux mesurées dans l'eau lorsque la température est élevée, sont l'indice le plus largement accepté au sujet de la pollution de l'eau par des excréments humains et animaux. Les coliformes fécaux possèdent toutes les propriétés des coliformes totaux (section 3.1.3), en plus de pouvoir fermenter le lactose avec production de gaz en moins de 24 heures, à une température d'incubation de 44,5°C. Dans la pratique, on définit les coliformes fécaux de deux façons. Lorsqu'on applique la technique de fermentation en tubes multiples pour établir le nombre le plus probable (NPP), les coliformes fécaux comprennent toutes les bactéries qui produisent du gaz en moins de 24 heures, à 44,5°C dans un milieu pour *E. coli* (EC); lorsqu'on applique la technique de la membrane filtrante (MF), ils comprennent toutes les colonies bleues qui croissent sur une gélose mFC en moins de 24 heures, à 44,5°C, comme il est décrit dans **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 14e édition (**American Public Health Association**, 1975). Les organismes le plus souvent utilisés pour les numérations sont *Escherichia coli* et *Klebsiella* species.

Un certain nombre d'autorités et d'organisations ont promulgué des règlements ou proposé des limites pour ce qui est du nombre de coliformes fécaux ou totaux. Certaines de ces données sont résumées au Tableau 1.

Beaucoup d'organisations, en plus de préciser une limite pour la médiane ou la moyenne géométrique, indiquent aussi qu'un certain pourcentage seulement (en général 10 pour cent) peut dépasser une limite donnée (ordinairement 2 fois la moyenne indiquée). On a souligné que les valeurs relatives aux coliformes fécaux sont en général assez dispersées de sorte que ce pourcentage, plutôt que la moyenne établie, est le facteur le plus souvent dépassé (Fuhs, 1975).

Association avec des pathogènes

E. coli est considéré comme le coliforme fécal représentatif. Cette bactérie représente environ 97 pour cent des coliformes présents dans les selles chez l'homme, avec 1,5 pour cent de *Klebsiella*; l'autre 1,7 pour cent est constitué d'*Enterobacter* et de *Citrobacter* (Dufour, 1977). Des études effectuées par Geldreich (1970) ont montré que les coliformes fécaux représentent de 93 à 99 pour cent des coliformes présents dans les matières fécales de l'homme, des volailles, des chats, des chiens et des rongeurs. Dufour (1977) a également montré que *E. coli* représente de 90 à 100 pour cent de tous les coliformes présents dans les matières fécales de huit (8) espèces d'animaux domestiques, y compris des poulets. *Klebsiella* ne constitue une proportion importante des coliformes que chez les chèvres (8 pour cent des coliformes totaux) et chez les porcs (6,8 pour cent). Donc, la numération des coliformes fécaux ne permet pas d'établir une différence entre la pollution par des matières fécales d'origine animale et par des matières fécales d'origine humaine (Wolf, 1972; Dufour, 1977), alors s'il faut faire cette distinction, il faudra effectuer des analyses complémentaires (comme la numération des streptocoques fécaux, section 3.1.2).

Il a été prouvé que le sol est contaminé à divers degrés par des coliformes fécaux provenant des déjections d'animaux (Van Donsel et coll., 1967; Geldreich et coll., 1962) et qu'il contribue, dans une très large part, à la pollution des eaux de ruissellement (ministère de l'Environnement, Canada/ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978; Qureshi et Dutka, 1979) et des eaux utilisées à des fins récréatives (Cabelli, 1977; Bastein et coll., 1974). Habituellement, dans les zones résidentielles, les eaux de ruissellement sont aussi contaminées par des coliformes fécaux et des pathogènes que les eaux d'égout diluées (Qureshi et Dutka, 1979), elles peuvent donc constituer une menace importante pour la santé lorsqu'elles sont déversées à proximité des eaux utilisées à des fins récréatives.

Bien que le rôle de *E. coli* comme indicateur de pollution d'origine fécale soit incontesté, lorsqu'on étudie les coliformes fécaux on fait également la numération des *Klebsiella*, une espèce bactérienne qui ne se trouve pas seulement dans les matières fécales. De nombreuses études ont montré que *Klebsiella* pouvait survivre et se multiplier dans des milieux riches en matières organiques, y compris des eaux recevant des effluents provenant des usines de pâtes et papier (Huntley et coll., 1976; Bell et coll., 1978; Rokosh et coll. 1977) et des industries textiles (Dufour et Cabelli, 1976; Vlassoff, 1977). Cette aptitude des *Klebsiella* constitue un inconvénient lorsqu'on considère les coliformes fécaux dans l'ensemble comme indicateurs, mais celui-ci est quelque peu atténué par le fait que *K. pneumoniae* est considéré comme pathogène pour des hôtes affaiblis et qu'il est à peu près impossible de distinguer les isolats de cette espèce provenant du milieu des isolats cliniques. (Matsen et coll., 1974; Dufour et Cabelli, 1976). Donc, le fait que ces organismes soient d'origine fécale ou non peut avoir moins d'importance si l'on considère le danger qu'ils peuvent présenter dans des eaux utilisées à des fins récréatives.

Les coliformes fécaux sont des indicateurs utiles parce qu'on les trouve chez presque tous les homéothermes, y compris l'homme, en nombre beaucoup plus grand que les pathogènes. On a essayé sans trop de succès, d'établir un rapport quantitatif entre les coliformes fécaux et les pathogènes. Les pathogènes qui ont fait l'objet du plus grand nombre d'études sur les densités des organismes indica-

teurs sont les salmonelles, surtout parce que la méthode utilisée pour ce genre d'étude est connue depuis fort longtemps et que l'organisme est considéré comme exclusivement fécal. Geldreich (1970) a complié les résultats de plusieurs études dans lesquelles on a comparé la densité de coliformes fécaux/100 mL et la fréquence de dépistage de *Salmonella*. En eau douce, on a isolé des salmonelles dans 27,6 pour cent des échantillons dans lesquels la densité des coliformes fécaux était inférieure à 200/100 mL, dans 85,2 pour cent des échantillons où la densité des coliformes était comprise entre 201-2000/100 mL et dans 98,1 pour cent des échantillons où elle dépassait 2000/100 mL. En général, les échantillons qui contiennent moins de 200 coliformes fécaux/100 mL contiennent également moins de *Salmonella*, mais ce rapport varie de façon importante d'une région à l'autre.

L'association des coliformes fécaux avec d'autres pathogènes qui présentent des dangers pour les baigneurs est encore moins marquée. Cabelli et ses collaborateurs (1976b) ont étudié le rapport entre *Pseudomonas aeruginosa*, un pathogène important, et les coliformes fécaux, mais celui-ci s'est révélé extrêmement variable.

Il est bien connu que les entérovirus constituent un danger associé à l'utilisation des eaux à vocation récréative; malheureusement, l'incidence relative des virus et des coliformes fécaux n'a pas été constante. Une étude intensive d'une usine d'épuration des eaux usées a révélé des rapports coliformes fécaux/entérovirus variant de 7500:1 à 2 900 000:1 au cours d'une période de deux mois (Berg et Metcalf, 1978). Sattar (1978a) a relevé une importante variation des rapports entre les coliformes fécaux et les entérovirus provenant de diverses sources: eaux usées brutes (entre $1,1 \times 10^6$ et 43×10^6), effluent chloré (entre $8,5 \times 10^2$ et $2,1 \times 10^4$), eau de la rivière des Outaouais au niveau de Shirley's Bay (entre $1,2 \times 10^3$ et $4,1 \times 10^3$) et eau de la rivière des Outaouais à la plage Britannia (entre $4,4 \times 10^4$ et $1,2 \times 10^6$). Il est maintenant généralement admis qu'il n'existe pas une bonne corrélation entre la plupart des indicateurs bactériologiques et les concentrations de virus, même si la présence d'un grand nombre de coliformes peut laisser croire à la présence probable d'entérovirus. Toutefois, on ne peut pas garantir le contraire, c'est-à-dire que l'absence de coliformes fécaux équivale à l'absence d'entérovirus (Berg et Metcalf, 1978).

Pour établir des règles rationnelles au sujet de la présence de microorganismes dans les eaux utilisées à des fins récréatives, il faut d'abord prouver qu'un certain degré de contamination présente un degré quelconque de risque pour la santé. Encore une fois, puisque les pathogènes sont rares et difficiles à compter, des organismes indicateurs ont été utilisés dans toutes les grandes études épidémiologiques. Trois études ont été effectuées par le **Public Health Service** aux États-Unis (Stevenson, 1953). Dans la première étude, portant sur le lac Michigan au niveau de Chicago, on a comparé deux plages du point de vue de la pollution. On a observé une légère augmentation de l'incidence des maladies chez les baigneurs qui fréquentaient la plage la plus polluée; il s'agissait surtout d'affections du nez et de la gorge (50 pour cent) et de troubles gastro-intestinaux (20 pour cent). En examinant les données obtenues lors de journées où la pollution était plus élevée, on a constaté des taux d'affections beaucoup plus élevés chez les personnes qui s'étaient baignées dans des eaux où la moyenne géométrique des microorganismes était de 2300/100 mL que chez les personnes qui s'étaient baignées dans des eaux dont la densité en coliformes totaux était plus faible. La seconde étude, portant sur la

rivière Ohio et une piscine d'eau douce à circulation continue (Stevenson), a montré qu'une augmentation importante des affections est associée à la baignade dans une eau dont la densité médiane en coliformes totaux est de 2700/100 mL. La troisième étude a porté sur des eaux de marée, au large de Long Island Sound (New York) (Stevenson, 1953). Comme dans les autres études, on a relevé une incidence de maladies plus élevée chez les baigneurs que chez les non baigneurs, mais aucun lien n'a pu être établi entre la densité des coliformes totaux et les taux de maladie.

Il faut souligner que la relation observée entre les coliformes indicateurs et les maladies n'était pas constante et qu'elle était même inexistante. Néanmoins, ces études ont servi de base à la plupart des règlements relatifs aux eaux utilisées à des fins récréatives formulés depuis ce temps. Puisqu'on avait fixé entre 2 300 et 2 700 coliformes totaux/100 mL le seuil au-delà duquel il était possible de déceler des effets nocifs importants de la pollution de l'eau, après introduction d'un facteur de sécurité, la limite de 1000 coliformes totaux/100 mL est maintenant appliquée dans les recommandations au sujet des eaux utilisées aux fins d'activités récréatives. Toutefois, la numération des coliformes fécaux étant de plus en plus acceptée comme un meilleur indicateur de pollution par des eaux usées, on s'est mis à l'utiliser pour la formulation de recommandations en cette matière. Geldreich (1966) a réévalué les données tirées de l'étude de la rivière Ohio, et il a indiqué qu'une valeur de 400 coliformes fécaux/100 mL correspondait à peu près à une teneur de 2700 coliformes totaux/100 mL dans cette rivière. Après application d'un facteur de sécurité, une limite de 200 coliformes fécaux par 100 mL (**National Technical Advisory Committee**, 1968) a été recommandée; cette valeur a été largement utilisée depuis lors.

Des études effectuées par Moore et ses collaborateurs (Moore, 1959) sur plus de quarante plages utilisées pour la baignade en Grande-Bretagne, n'ont pu montrer que la fréquence des maladies puisse être associée de façon significative avec un accroissement de la pollution microbiologique de l'eau. Il y a cependant eu un cas d'exception. On a en effet relevé des cas de fièvre paratyphoïde sans doute contractée en nageant dans des eaux où la numération médiane de coliformes totaux était supérieure à 10 000 organismes par 100 mL. D'après les auteurs, ces cas seraient attribuables à un contact accidentel avec des débris fécaux intacts présents dans ces eaux fortement polluées. Ils ont conclu qu'on ne peut fonder des normes sur les dangers pour la santé, et qu'il vaut mieux encourager l'application de bonnes mesures sanitaires, y compris la prévention, dans la mesure du possible, de la pollution des plages où se pratique la baignade par des matières fécales non décomposées, au cours des mois d'été.

Plus récemment, une série d'études épidémiologiques soigneusement contrôlées ont été effectuées aux États-Unis par l'**Environmental Protection Agency** (Cabelli et coll., 1975, 1976a, 1979; Cabelli, 1979). Une plage "relativement peu polluée" et une plage "tout juste acceptable" de la ville de New York ont fait l'objet d'une étude d'une durée de trois ans; on y a examiné plusieurs paramètres microbiologiques et l'incidence de maladies. Les auteurs ont relevé des effets nocifs attribuables à la baignade elle-même, et un risque pour la santé qui a pu être mis en corrélation avec le degré de pollution microbienne (Cabelli et coll., 1979). Les enfants de moins de 10 ans étaient les plus exposés. Les analyses effectuées sur les échantillons d'eau au cours de cette étude comprennent: la numération des coliformes totaux et des coliformes fécaux, ainsi que l'identification des *Enterobac-*

ter/Citrobacter, E. coli, Klebsiella, streptocoques fécaux, *Aeromonas hydrophila* et *P. aeruginosa* (Cabelli et coll., 1976a). Des coefficients de régression ont été établis pour les taux de chacun des paramètres de même que le taux différentiel (baigneurs moins non baigneurs) des symptômes gastro-intestinaux. Les enquêteurs ont conclu, d'après les données recueillies au cours des deux années, que les *E. coli* et les entérocoques offraient la meilleure corrélation avec ces symptômes, bien qu'ils n'effectueront pas d'analyse statistique avant d'avoir obtenu les données relatives à la dernière année d'étude. D'autres études effectuées au lac Ponchartrain, en Louisiane, et à Alexandrie, en Égypte, sont en partie terminées, et ces données ont été compilées avec les données relatives aux plages de la ville de New York (Cabelli, 1979). D'après les pools de données, on peut calculer que le risque d'affection gastro-intestinale exprimé en pour cent (y) est en relation avec le nombre de *E. coli*/100 mL (x) dans l'eau, d'après l'équation suivante:

$$y = 0{,}818 \log x - 0{,}374$$

Par exemple, une teneur de 200 *E. coli*/100 mL correspondrait à un risque de 1,5 pour cent de contracter une affection gastro-intestinale. À partir de ces données, il est également possible d'établir un risque maximal admissible (Y_{MA}) et de calculer la teneur en *E. coli* à laquelle cette valeur correspond. Toutefois, comme avec les autres coliformes indicateurs, seuls les risques de contact avec des organismes fécaux sont considérés dans ce modèle; d'autres affections causées par des organismes qui ne sont pas d'origine fécale ou qui sont capables de survivre longtemps et de se multiplier dans le milieu aquatique, ne sont pas étudiées.

Si les méthodes de numération d'*E. coli* étaient aussi simples, aussi faciles à appliquer et aussi bien normalisées que les méthodes de numération des coliformes fécaux et des coliformes totaux, cet organisme serait l'indicateur idéal pour les eaux utilisées à des fins récréatives. Puisque les méthodes fluctuent encore continuellement, la numération des coliformes fécaux demeurera pour quelque temps l'indicateur de choix. Toutefois, l'épreuve comprend la recherche des *E. coli*, lesquels représentent de 8 à 100 pour cent des coliformes fécaux énumérés (Cabelli et coll., 1976a); si l'on appliquait cette relation en ayant recours aux numérations de coliformes fécaux plutôt qu'aux numérations de *E. coli*, on pourrait introduire un facteur de sécurité supplémentaire de 1 à 12,5. Par ailleurs, en Ontario, l'analyse de plus de 7700 échantillons a révélé que 91,4 pour cent des isolats de coliformes fécaux étaient des *E. coli* (Vlassoff, 1981).

Teneurs dans l'eau

Au Canada, si la qualité microbiologique de la plupart des eaux utilisées à des fins récréatives est excellente, il en est tout de même certaines qui sont contaminées pendant toute la saison estivale ou une partie de celle-ci. Les teneurs en coliformes fécaux varient de près de zéro/100 mL dans les régions isolées à plusieurs milliers/100 mL dans les zones directement touchées par les déversements d'eaux usées; il est évident que ces eaux ne conviennent pas à la baignade. Les conditions locales et la qualité microbiologique de l'eau variant largement, il est impossible d'établir une teneur en coliformes fécaux qui serait générale dans l'environnement, partout au Canada.

Résumé

1. Les coliformes fécaux sont largement utilisés comme indicateurs de pollution fécale. Leur présence en grand nombre est associée à la présence d'organismes pathogènes, bien que leur absence ne prouve pas nécessairement qu'il n'y ait aucun pathogène.

2. Il a été prouvé qu'il existe une corrélation positive entre les coliformes fécaux, en particulier *E. coli*, et les taux d'affections gastro-intestinales chez les baigneurs.

3. On a fixé à 200 coliformes fécaux/100 mL la moyenne géométrique maximale d'au moins 5 échantillons prélevés au cours d'une période de 30 jours. Le risque associé à la baignade dans des eaux de cette qualité n'est pas encore clairement établi, mais d'après les données épidémiologiques il correspond probablement à un risque d'environ 0,12 à 1,5 pour cent de contracter une affection gastro-intestinale. Il n'existe aucune évaluation du risque associé aux pathogènes d'origine non fécale ou à des organismes ayant une vie très longue.

4. En plus de la limite susmentionnée, tout échantillon qui contient plus de 400 coliformes fécaux/100 mL devrait faire l'objet d'analyses plus poussées. Il faudrait, dans un tel cas, procéder immédiatement à un nouvel échantillonnage du lieu.

3.1.2 STREPTOCOQUES FÉCAUX

LIMITES MAXIMALES

Aucune limite relative au nombre de streptocoques fécaux dans les eaux utilisées à des fins récréatives n'a été proposée. On a plutôt recommandé que les données sur les streptocoques fécaux soient utilisées dans les enquêtes sanitaires pour aider à établir la nature et l'étendue de la pollution des eaux de surface.

CRITÈRES

Description

Les streptocoques fécaux sont de grosses bactéries ovoïdes, Gram-positives groupées en chaînettes. Ce sont ces espèces de streptocoques qui sont isolées dans les selles en quantités importantes (Clausen et coll., 1977). À l'origine, le terme ne désignait que les streptocoques du groupe D de Lancefield; mais maintenant, ce groupe comprend *Streptococcus mitis*, *Streptococcus salivarius* et *Streptococcus avium*. Une description complète de la classification et de la définition des streptocoques fécaux est présentée par Clausen et ses collaborateurs (1977).

Les espèces de streptocoques fécaux sont caractérisées en grande partie par leurs réactions biochimiques:

1. Le groupe D comprend seulement les streptocoques fécaux qui possèdent l'antigène du groupe D, soit : *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. durans*, *S. bovis* et *S. equinus*.

2. Le groupe des entérocoques est une partie des streptocoques du groupe D qui répondent aux critères de Sherman (Clausen et coll., 1977). Ce groupe comprend: *S. faecium*, *S. faecalis*, *S. durans* et des biotypes connexes.

3. Les streptocoques fécaux qui ne sont pas des entérocoques sont les streptocoques fécaux qui ne sont pas conformes aux critères de Sherman; ils comprennent *S. bovis*, *S. equinus*, *S. salivarius* et *S. mitis*. On ne trouve pas de *S. bovis* ou de *S. equinus* dans les matières fécales de l'homme (Geldreich, 1970) tandis que les matières fécales des animaux ne contiennent pas de *S. salivarius*.

Association avec des pathogènes

Quelques études ont été réalisées dans le passé pour établir les effets nocifs de la baignade dans les eaux de plages polluées (Stevenson, 1953; Moore, 1959). Des travaux plus anciens effectués par Mallmann et Sypien (1934) avaient révélé que les concentrations de streptocoques fécaux augmentent avec le nombre des baigneurs; toutefois, Foster et ses collaborateurs (1971) ont observé que les teneurs moyennes en entérocoques sont à leur niveau le plus faible au mois de juillet, au moment où le nombre des baigneurs atteint un sommet. Leggatt et Fung (1975) ont observé une forte corrélation entre les teneurs en streptocoques fécaux, coliformes fécaux et *Pseudomonas aeruginosa* et le nombre des baigneurs à deux plages différentes, en Ontario. D'autres part, on n'a relevé aucune corrélation entre les coliformes totaux et le nombre des baigneurs. Des études plus récentes menées par Cabelli et ses collaborateurs (1979) ont montré l'existence d'un effet nocif mesurable associé à la baignade dans des eaux polluées par des eaux usées. Cabelli et ses collaborateurs (1975) avaient déjà observé une bonne corrélation entre les densités moyennes d'*E. coli* et d'entérocoques et le taux différentiel (baigneurs moins non-baigneurs) de symptômes gastro-intestinaux.

D'après Foster et ses collaborateurs (1971), les résultats indiqueraient que les entérocoques seraient l'agent responsable de l'otite externe. Toutefois, rien ne semble corroborer cette observation.

Présence dans le milieu aquatique

Les streptocoques fécaux sont présents dans les matières fécales de l'homme et de tous les homéothermes (**American Public Health Association**, 1975). Dans les eaux usées, les streptocoques fécaux représentent environ le dixième de la teneur en *Escherichia coli* (Taylor, 1958). Ce mode de répartition des concentrations de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux est admis dans l'ensemble par les bactériologistes et il a été utilisé, en partie, pour établir un nombre limite d'entérocoques, soit 20/100 mL; (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1968). Cette limite a cependant été abaissée depuis, et les streptocoques fécaux sont considérés comme paramètre accessoire (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978).

En tant que paramètre accessoire, les streptocoques fécaux ont été utilisés principalement dans le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux. Ce rapport a été décrit par un très grand nombre d'auteurs (Geldreich, 1976; Feachem, 1975; Dutka, 1973; Kabler, 1968; Geldreich et coll., 1968; Smith et Twedt, 1971; Direction de l'hygiène du milieu, 1978; Clausen et coll,. 1977). Les coliformes fécaux peuvent être utilisés en conjonction avec les streptocoques fécaux comme indicateur de la nature de la source de matières fécales. Bon nombre de facteurs physiques et chimiques de l'environnement rendent l'utilisation courante de ces

rapports quelque peu difficile, sinon inexacte. Une expérience récente indiquerait que l'indentification des espèces de streptocoques fécaux isolés est plus utile pour déterminer le type, la source et le taux de pollution (**United States Environmental Protection Agency**, 1978a).

Geldreich (1970) a conclu que *S. faecalis* var. *liquifaciens* est une bactérie omniprésente et qu'elle n'a aucune valeur en tant qu'indicateur de pollution. Geldreich et Kenner (1969) ont également conclu que *S. faecalis* var. *liquifaciens* représente 25 pour cent environ de la population totale de streptocoques fécaux. Mundt (1963), Mundt et Graham (1968) ainsi que Geldreich et ses collaborateurs (1964) ont rapporté la présence de streptocoques fécaux sur des végétaux et ont émis diverses hypothèses à propos du rôle des insectes en tant que vecteurs. Kabler (1968) ainsi que Geldreich et ses collaborateurs (1964) signalent que des streptocoques fécaux ont été isolés chez des insectes. Clausen et ses collaborateurs (1977) ont présenté une étude globale de la présence des streptocoques fécaux dans la nature et ils ont déclaré que ces microorganismes ne devraient pas être utilisés comme indicateurs sanitaires en ce qui concerne les fruits ou les légumes parce qu'ils sont associés à la végétation.

Les streptocoques fécaux résistent mieux au chlore que les coliformes totaux ou fécaux (Silvey et coll., 1974: Dutka, 1973), ils peuvent donc être des indicateurs plus sensibles des pathogènes et des virus résistants au chlore. De fait, Cohen et Shuval (1973) ont comparé la survie des coliformes totaux, des coliformes fécaux, des streptocoques fécaux et des virus dans les eaux usées, et ils ont constaté que, dans les échantillons prévélés avant et après la sédimentation primaire et la filtration biologique, c'est l'élimination des virus qui était la moins efficace, suivie par celle des streptocoques fécaux. Par contre le nombre des coliformes était beaucoup plus réduit. Dans les fossés d'eaux usées à ciel ouvert, ce sont encore une fois les virus et les streptocoques fécaux qui étaient les moins efficacement détruits (Cohen et Shuval, 1973). En fait, Anjaneyulu et ses collaborateurs (1976) ont indiqué que, dans le cas de l'eau potable, les streptocoques fécaux devraient servir de complément aux coliformes dans leur statut actuel d'indicateurs de pollution ou même les remplacer dans ce rôle.

En étudiant les populations bactériennes qui circulaient dans des systèmes de refroidissement, Verstraete et ses collaborateurs (1975) ont constaté que des populations d'*E. coli* et de streptocoques fécaux devenaient de 1 à 7 fois plus nombreuses lorsque la température de l'eau passait de 5°C à 10°C. Il est possible que les rejets d'eau chaude et leurs effets sur les organismes indicateurs doivent être étudiés plus à fond pour permettre d'évaluer quantitativement ce risque de multiplication bactérienne.

White et Spence (1976) ont constaté que les streptocoques fécaux se trouvaient en nombre plus élevé que les coliformes totaux ou les coliformes fécaux tant dans les échantillons d'eau que dans les échantillons de matières fécales recueillis au début du printemps, dans le voisinage du camp de l'armée, à proximité de Fort Churchill au Manitoba. Van Donsel et ses collaborateurs (1967) ont également observé que la survie des streptocoques fécaux était beaucoup plus longue que celle des coliformes fécaux au printemps et en hiver. Ces observations ont conduit White et Spence (1976) à envisager la possibilité que les streptocoques fécaux puissent en réalité être des indicateurs sanitaires plus sensibles que les coliformes fécaux, dans le Nord canadien.

Résumé

1. Il a été montré qu'il existe une bonne corrélation entre les teneurs en streptocoques fécaux et les taux des maladies associées à la baignade dans des eaux polluées.

2. Les streptocoques fécaux peuvent jouer un rôle important comme paramètre accessoire dans les domaines d'application suivants:

   a) lorsqu'il s'agit d'évaluer la qualité des eaux qui sont susceptibles d'être contaminées par des virus;
   b) lorsqu'il s'agit d'évaluer la qualité des eaux riches en matières organiques, en particulier celles qui reçoivent des effluents d'eaux usées chlorées;
   c) lorsqu'on essaie de localiser une source de pollution fécale, et
   d) lorsqu'on évalue des eaux au début du printemps ou en hiver, lorsque la température a été exceptionnellement froide, comme cela serait le cas dans le Nord canadien.

3.1.3 COLIFORMES TOTAUX

LIMITES

Aucune limite maximale acceptable n'a été établie pour ce qui est des coliformes totaux. Une mesure occasionnelle des coliformes totaux peut être utile à des fins historiques et pour établir des tendances à long terme.

CRITÈRES

Description

Les coliformes sont les plus vieux indicateurs utilisés pour détecter la contamination de l'eau par des matières fécales. Une étude des tout premiers travaux de base relatifs à l'utilisation des coliformes comme indicateurs a déjà été publiée (Direction de l'hygiène du milieu, 1977). Dans **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association**, 1975), on considère que le groupe des coliformes totaux comprend les genres suivants: *Escherichia, Klebsiella, Citrobacter* et *Enterobacter (Aerobacter).* Parmi ceux-ci, on trouve très rarement le genre *Enterobacter* dans les intestins (Winslow et Walker, 1907) et ces bactéries sont souvent présentes dans le sol (Geldreich et coll., 1962; Taylor, 1951) et sur la végétation (Geldreich et coll., 1964; Papavassiliov et coll., 1967).

Les coliformes totaux sont décrits au moyen de définitions opérationnelles plutôt que par une taxonomie physiologique précise. D'après **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association**, 1975), le groupe des coliformes comprend toutes les bactéries aérobies et anaérobies facultatives, Gram-négatives, non sporulées et en forme de bâtonnet qui fermentent le lactose avec production de gaz, en moins de 48 heures, à 35°C, *ou* tous les organismes qui produisent une colonie à reflets métalliques vert doré en moins de 24 heures à 35°C, sur un milieu de type Endo contenant du lactose. La technique du nombre le plus probable (NPP) ainsi que la technique de la membrane filtrante (MF) peuvent donner lieu à des résultats faussement positifs attribuables à la présence de bactéries du genre *Aeromonas* qui fermentent le lactose (Clark et Pagel, 1977; Lupo et coll., 1977), à moins que l'absence d'oxydase

caractéristique des coliformes ne soit ajoutée à leur définition.

L'indicateur idéal, dans le cas de pathogènes provenant d'une source de pollution par des matières fécales devrait posséder les caractéristiques suivantes (**National Academy of Sciences**, 1977):

a) être applicable à tous les genres d'eau;
b) être présent dans les eaux usées et les eaux polluées lorsqu'il y a des pathogènes;
c) correspondre, en nombre, au degré de pollution;
d) se trouver en plus grand nombre que les pathogènes;
e) ne pas se multiplier dans l'eau;
f) posséder un temps de survie plus long que celui des pathogènes;
g) ne pas être présent dans des eaux non polluées;
h) être facile à déceler au moyen d'épreuves de laboratoire simples dans les plus brefs délais compatibles avec l'obtention des résultats précis;
i) posséder des caractéristiques constantes;
j) être inoffensif pour l'homme et les animaux.

Nous allons maintenant expliquer brièvement chacun de ces points:

a) Être applicable à tous les genres d'eau. Les coliformes totaux ont servi, avec plus ou moins de succès, d'organismes indicateurs dans le cas de l'eau de boisson, des eaux utilisées pour la culture des coquillages, des eaux usées, de l'eau douce et de l'eau de mer. Bien qu'ils soient encore considérés comme le meilleur indicateur dans le cas de l'eau de boisson après traitement (Santé et Bien-être social Canada, 1979), ils sont progressivement remplacés ou on leur adjoint d'autres indicateurs pour la plupart des autres applications.

b) Être présent dans les eaux usées et les eaux polluées lorsqu'il y a des pathogènes. Dans les eaux usées brutes le nombre des coliformes dépasse de beaucoup le nombre des pathogènes (Bell et coll., 1978; Sattar, 1978a). On a calculé qu'un individu excrète en moyenne $1,95 \times 10^9$ coliformes par jour dans ses selles, alors que les virus sont éliminés surtout par des personnes de moins de 15 ans, le taux d'excrétion moyen pour la population toute entière étant de 30 000 par jour (Geldreich, 1978). Alors que, au départ, le nombre des coliformes est plus élevé que celui des pathogènes provenant de matières fécales, le taux de survie de certains pathogènes est plus élevé que celui des coliformes totaux (McFeters et coll., 1974) ce qui, dans certains cas, peut se traduire par la présence d'un plus grand nombre de pathogènes que d'organismes indicateurs. Gallagher et Spino (1968) n'ont relevé qu'une bien faible corrélation entre les coliformes totaux et les pathogènes qu'ils ont étudiés. On a pu isoler des salmonelles dans les eaux recevant des déchets traités où 96 pour cent des coliformes totaux avaient été détruits. D'autre part, certaines eaux dans lesquelles on a relevé jusqu'à 16 000 coliformes totaux/100 mL ne contenaient pas de *Salmonella*.

c) Correspondre en nombre au degré de pollution. S'il est vrai, en général, qu'une augmentation de la pollution par des matières fécales conduise à une augmentation du nombre de coliformes totaux, il n'est pas toujours vrai

qu'une augmentation du nombre de coliformes totaux soit attribuable à une augmentation de la pollution. Des teneurs élevées en coliformes peuvent provenir du sol (Van Donsel et coll., 1967) ou être attribuables à la croissance des organismes dans des eaux enrichies d'éléments nutritifs, en particulier à proximité des effluents des usines de pâtes et papier et des usines de textiles et dans d'autres eaux riches en hydrates de carbone (Dufour et Cabelli, 1976; Rokosh et coll., 1977; Vlassoff, 1977).

d) Se trouver en plus grand nombre que les pathogènes. Étant donné qu'en général les coliformes sont tellement plus nombreux que les pathogènes dans les matières fécales des humains et aussi parce qu'ils sont présents dans le milieu en l'absence de pathogènes, il n'est pas étonnant que leur nombre dépasse presque toujours celui des pathogènes dans les eaux naturelles. Il existe cependant certains cas bien documentés qui montrent qu'il n'en est pas toujours ainsi (Dutka, 1973). Dans la plupart des cas, il s'agit d'approvisionnements d'eau potable traitée dans lesquels les coliformes ont été presque complètement éliminés alors que les pathogènes ont soit manifesté une plus grande résistance au traitement ou ont contaminé l'eau après le traitement.

e) Ne pas se multiplier dans l'eau. Malheureusement, certains coliformes peuvent se multiplier dans l'eau. Des études ont montré une nouvelle multiplication des coliformes dans des eaux chaudes après le traitement et la chloration des eaux usées (Shuval et coll., 1973; Silvey et coll., 1974) et après la libération de déchets riches en éléments nutritifs contaminés par des coliformes, par des usines de pâtes et papier. Le genre *Klebsiella* est particulièrement susceptible de recommencer à se multiplier dans des eaux enrichies d'éléments nutritifs (Bell et coll., 1978; Rokosh et coll., 1977; Dufour et Cabelli, 1976) et cela explique une grande partie de l'incertitude associée à la numération des coliformes totaux (Dutka, 1973; Vlassoff, 1977).

f) Posséder un temps de survie plus long que celui des pathogènes. Il est pratiquement impossible de trouver ne fusse qu'un seul indicateur qui ait un temps de survie plus long que celui de tous les pathogènes dans toutes les conditions. L'étude des facteurs qui entrent en jeu dans la survie touche les teneurs en éléments nutritifs, la température, la lumière du soleil et d'autres facteurs antagonistes et elle est compliquée du fait qu'il est possible que des coliformes, puissent proliférer dans de l'eau douce chaude. Bon nombre d'études ont été effectuées pour comparer les taux de survie des coliformes et d'autres organismes (Van Donsel et coll., 1967; Geldreich, 1970; Gallagher et Spino, 1968; Bissonette et coll., 1975; Mitchell et Starzyk, 1975). Plusieurs pathogènes, y compris certains entérovirus, ont des temps de survie plus longs que celui des coliformes, suivant les agressions auxquelles les soumet le milieu. Une étude effectuée sur des membranes (McFeters et coll., 1974) a révélé que les coliformes survivent moins longtemps que *Aeromonas* et *Shigella*, mais plus longtemps que la plupart des *Salmonella* et que Vibrio cholerae.

g) Ne pas être présent dans des eaux non polluées. Les eaux exceptionnelle-

ment pures mises à part, il est rare de trouver des eaux naturelles exemptes de coliformes. On a trouvé des coliformes en très grand nombre dans des torrents qui drainaient des bassins hydrographiques qui n'avaient virtuellement pas été touchés par l'homme (Goodrich et coll., 1970), dans le sol et l'eau de l'Arctique (Boyd et Boyd, 1962) et dans la plupart des types de sol (Geldreich et coll., 1962). On en a également trouvé chez les insectes (Geldreich et coll., 1964), sur la végétation, sur le poisson (Geldreich et Clarke, 1966) ainsi que sur les produits forestiers et agricoles (Duncan et Razzell, 1972). Les sources de coliformes dans les eaux exemptes de déchets d'origine humaine et animale comprennent le sol et l'air, ou ils proviennent de la prolifération dans des eaux enrichies d'éléments nutritifs. En général, les coliformes provenant de ces sources sont peu nombreux, sauf lorsqu'ils se multiplient dans des eaux riches en hydrates de carbone. Leur présence dans des eaux utilisées à des fins récréatives, lorsqu'elle n'est pas dangereuse pour la santé, peut entraîner la fermeture inutile de plage ce qui est désagréable pour ceux qui avaient l'intention de s'y baigner.

h) Être facile à déceler au moyen d'épreuves de laboratoire simples dans les plus brefs délais compatibles avec l'obtention de résultats précis. Des années d'expérience et le perfectionnement des épreuves pour la mesure des coliformes totaux ont abouti à la mise au point de la technique du nombre le plus probable (NPP) et de la membrane filtrante (MF), techniques assez simples et qui demandent peu de temps (**American Public Health Association**, 1975). On a relevé quelques problèmes avec diverses marques de milieux de culture (Brown et Tracey, 1980). La précision des méthodes a aussi parfois été contestée étant donné qu'*Aeromonas* est souvent la source de résultats faussement positifs (Clark et Pagel, 1977; Lupo et coll., 1977; Tobin et coll., 1980), à moins que la définition pratique des coliformes totaux précise qu'il s'agit d'organismes oxydase négatifs.

i) Posséder des caractéristiques constantes. La plupart des coliformes sont mesurés par les techniques du nombre le plus probable et de la membrane filtrante. Mais il a été prouvé que de 5 à 9 pour cent des *E. coli* sont lactose négatifs et ne produisent pas de gaz dans les épreuves standards de mesure des coliformes totaux (**National Academy of Sciences**, 1977). Ceux-ci, lorsqu'ils sont présents, auraient tendance à abaisser le nombre des coliformes décelés et à atténuer le danger apparent de l'eau.

j) Être inoffensif pour l'homme et les animaux. En général, les coliformes répondent à ce critère beaucoup mieux que presque tous les autres indicateurs. Un faible pourcentage d'*E. coli* sécrètent des entérotoxines et, de ce fait, sont considérés comme pathogènes (Craun, 1978). *Klebsiella pneumoniae* est reconnu comme pathogène secondaire et on l'a associé à la pneumonie, à la diarrhée des nourrissons et à diverses infections (Brown et Seidler, 1973). *Enterobacter aerogenes* a été trouvé responsable d'infections des voies urinaires et *Enterobacter cloacae* a été isolé dans des cas de bactérémies des infections des voies urinaires et d'autres infections chez l'homme (Brown et Seidler, 1973).

En résumé, les coliformes totaux sont considérés comme un mauvais indicateur de pollution fécale, surtout parce que les coliformes peuvent se multiplier dans le milieu et aussi parce qu'ils peuvent provenir de nombreuses sources. En réalité, le principal intérêt des coliformes totaux réside dans leur sensibilité en tant qu'indicateurs primaires de la qualité de l'eau potable traitée, dans ce cas, en effet la présence même ne fusse que d'un seul coliforme/100 mL suffit pour qu'on entreprenne une enquête. Lorsqu'on ne s'attend pas à ce que de grandes quantités d'eau soient constamment consommées, les coliformes totaux présentent très peu d'importance en tant qu'indicateurs étant donné qu'il en existe de meilleurs. La numération des coliformes totaux a une certaine valeur historique puisque cette méthode a été longtemps utilisée et qu'on pourrait continuer à l'utiliser pour suivre les tendances et étudier l'enrichissement en éléments nutritifs.

Il est à noter que certaines organisations utilisent encore les coliformes totaux comme indicateurs de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives (Tableau 1, section 3.1.1).

Association avec des pathogènes

Une rétrospective des études épidémiologiques effectuées jusqu'à maintenant a déjà été présentée (section 3.1.1). Stevenson (1953) a relevé l'existence d'affections associées à la baignade dans des eaux polluées contenant de 2300 à 2700 coliformes totaux/100 mL, alors que Moore (1959) n'a pas pu relever une incidence mesurable de maladies de ce genre lorsque le nombre de coliformes totaux était inférieur à 10 000/100 mL. Dans les études plus récentes effectuées par Cabelli et ses collaborateurs (1975, 1976a, 1979), il y a peu de corrélation entre les coliformes totaux et les taux d'affections gastro-intestinales en comparaison avec les autres indicateurs tels que *E. coli* et les streptocoques fécaux.

Présence dans le milieu aquatique

La gamme des teneurs en coliformes totaux dans le milieu aquatique est extrêmement vaste. Étant donné l'abondance des données à ce sujet, il peut être utile de comparer des tendances à long terme en matière de qualité de l'eau, particulièrement du point de vue des déversements dans les rivières et les lacs, et des concentrations en éléments nutritifs organiques.

Résumé

1. Les coliformes totaux ne sont pas invariablement associés à une pollution fécale et peuvent se multiplier abondamment dans le milieu.
2. Il n'existe pas de corrélation constante entre les coliformes totaux et l'incidence des maladies ou le nombre des baigneurs dans des eaux utilisées à des fins récréatives.
3. Aucune limite n'a été fixée pour ce système indicateur. Des numérations de coliformes totaux peuvent être effectuées, à l'occasion, à des fins historiques et pour indiquer les tendances à long terme au niveau de la charge en éléments nutritifs.

TABLEAU 1: Résumé des limites maximales établies par diverses autorités en ce qui concerne les coliformes présents dans les eaux utilisées à des fins récréatives (contact primaire).

Organisation	Mode d'échantillonnage	Coliformes totaux
1. National Technical Advisory Committee (É.-U.)	Au moins 5 échantillons prélevés en deçà de 30 jours	—
2. Colombie-Britannique (province)	Au moins 5 échantillons prélevés en deçà de 30 jours	—
3. Direction générale des eaux intérieures, ministère de l'Environnement	—	≤500/100 mL
4. Ministère de l'Environnement — Alberta	Au moins 5 échantillons prélevés en deçà de 30 jours	Moyenne géométrique ≤1000/100 mL
5. Ministères de la Santé et de l'Environnement de l'Ontario	Au moins 10/30 jours	Moyenne géométrique ≤1000/100 mL
6. Committee of the Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers	—	—
7. Organisation mondiale de la santé	—	—
8. Environmental Protection Agency (É.-U)	Au moins 5 échantillons prélevés en deçà de 30 jours	—
9. Ministère de l'Environnement — Saskatchewan	Au moins 5 échantillons prélevés en deçà de 30 jours	Moyenne géométrique ≤1000/100 mL
10. Commission de la protection de l'environnement du Manitoba	Au moins 5 échantillons par mois	Médiane <500 NPP/100 mL

Coliformes fécaux	Autre	Référence
≤200/100 mL, et pas plus de 10 % des échantillons ne doivent dépasser 400/100 mL	—	National Technical Advisory Committee, 1968
Moyenne géométrique courante ≤200/100 mL, et pas plus de 10 % des échantillons ne doivent dépasser 400/100 mL	—	Province de la Colombie-Britannique, 1969
≤200/100 mL	—	Environnement Canada, 1972
Moyenne géométrique ≤200/100 mL	—	Ministère de l'Environnement de l'Alberta, 1977
Moyenne géométrique ≤100/100 mL	Streptocoques fécaux, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*	Ministère de la Santé de l'Ontario, 1975; ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978
Moyenne géométrique ≤200/100 mL. Aucun échantillon ne doit dépasser 1000/100 mL	Streptocoques fécaux, *Pseudomonas*	Committee of the Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers, 1975
E. coli ≤1000/100 mL	—	Organisation mondiale de la Santé, 1975
Moyenne géométrique ≤200/100 mL, et pas plus de 10 % des échantillons ne doivent dépasser 400/100 mL	—	Environmental Protection Agency, É.-U., 1976
Moyenne géométrique ≤200/100 mL	—	Ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, 1977
Médiane <200 NPP/100 mL	—	Province du Manitoba, 1979

3.2 ORGANISMES PATHOGÈNES

3.2.1 CANDIDA ALBICANS

LIMITES MAXIMALES

Aucune limite n'a été fixée pour l'instant, en ce qui concerne *Candida albicans*. L'étude de cet organisme peut être entreprise lorsqu'on le jugera nécessaire pour mieux évaluer sa prévalence et son importance sur le plan sanitaire dans des milieux aquatiques.

CRITÈRES

Description

La levure *Candida albicans* est un composant connu de la flore corporelle chez l'homme et un pathogène très opportuniste. Il s'agit d'une levure "typique" si l'on considère que les cellules sont généralement ovoïdes et qu'elles n'ont pas, d'ordinaire, une forme caractéristique; la reproduction asexuée s'effectue par bourgeonnement bipolaire, il n'existe pas de pigment particulier et la levure fermente les sucres (Buck, 1977). *Candida albicans* se distingue des autres levures par la formation de tubes germinatifs et de chlamydospores (Ahearn, 1974). Les tubes germinatifs sont des prolongements cellulaires allongés de 3 à 4 µm de largeur et pouvant atteindre 20 µm de longueur, sans constriction au point d'origine; en général, ces tubes se forment lorsque des cellules sont placées dans une étuve à 37°C, pendant 2 ou 3 heures, dans du sérum de veau ou dans un milieu approprié induisant la formation de tubes germinatifs. Les chlamydospores sont des cellules volumineuses à parois épaisses qui se forment pendant la croissance de *C. albicans* sur une gélose à la farine de maïs ou à la bile de bœuf, à une température de 22 à 26°C.

Il existe plusieurs milieux pour la numération des *C. albicans* dans des échantillons prélevés chez des malades et dans l'environnement (Guarraia, 1973; Emmons et coll., 1977), mais ce n'est que depuis la mise au point d'une nouvelle technique de filtration sur membrane (mCA) (Buck et Bubucis, 1978) qu'il est devenu possible d'effectuer couramment une numération de ces organismes dans les eaux naturelles. La technique comprend la filtration de plusieurs centaines de millilitres d'eau à travers des membranes filtrantes (de 1 à 2 µm), l'incubation sur un milieu sélectif contenant du chloramphénicol et du cycloheximide, à 37°C pendant 2 ou 3 jours. Les colonies typiques de *C. albicans* sont brun chocolat; elles ont de 1 à 2 mm environ, sont soulevées en forme de dôme et leur surface est mate. La méthode s'est révélée très sélective, avec une bonne spécificité (90 pour cent environ) et une bonne précision (80 pour cent) (Buck et Bubucis, 1978). Bien qu'il n'existe pas encore de méthode "standard", la technique décrite ci-dessus a été proposée comme méthode standard par l'**American Society for Testing and Materials Task Group** D19.24.01.02. Elle est expliquée en détails dans une publication d'Environnement Canada intitulée **Méthodes d'analyses microbiologiques des eaux, des eaux usées et des sédiments** (Environnement Canada, 1978).

Source et pathogénicité

C. albicans est considéré comme un élément saprophyte normal de la flore

corporelle de l'homme (Winner et Hurley, 1964) et de certains animaux. On le trouve dans le tube digestif et les voies génito-urinaires de l'homme et des animaux (Ahearn, 1974, 1978; Gentles et La Touche, 1969). Toutefois, dans certaines circonstances, cet équilibre peut être rompu, et l'organisme peut devenir pathogène pour l'homme. *C. albicans* est l'espèce de Candida la plus pathogène et la plus répandue, et elle est à l'origine de diverses infections superficielles (candidoses), y compris des infections de la bouche ou du vagin de type "muguet" (Gentles et la Touche, 1969), de même que d'infections de la peau et des yeux (Beneke et Rogers, 1970; Emmons et coll., 1977). Des lésions produites par macération de la peau ou d'autres états débilitants peuvent permettre une infection par *C. albicans*.

L'association des candidoses avec les eaux utilisées à des fins récréatives n'a pas encore été établie de façon concluante bien que Brisou (1975) ait fait des observations au sujet de l'augmentation du nombre des infections vaginales chez les femmes qui fréquentent des plages maritimes où l'eau est contaminée par des levures d'origine intestinale. Kishimoto et Baker (1969) ont également signalé la possibilité que *C. albicans* puisse présenter un danger pour la santé.

Les *C. albicans* présents dans l'environnement proviennent des matières fécales et de l'urine de l'homme, des animaux (Winner et Hurley, 1964) et des oiseaux (Gentles et La Touche, 1969; Hansenclever et Kocan, 1975). Une étude des sources de pollution de l'environnement (Buck, 1977) a permis de conclure qu'il n'existe pas de populations vraiment autochtones de cette levure dans la nature; toutes les souches isolées proviennent d'excrétions d'un hôte, qu'il s'agisse d'un humain, d'un oiseau ou d'un animal. La survie de l'organisme dans des eaux naturelles pendant plus de six semaines peut être chose courante, mais on considère comme improbable sa reproduction dans ce milieu en l'absence d'un hôte. On a trouvé des *C. albicans* dans des eaux usées brutes (Ahearn, 1973; Buck et Bubucis, 1978; Sherry et coll., 1979a), dans des étangs de décantation d'eaux usées (Ahearn et coll., 1968) et dans les effluents de certaines usines d'épuration d'eaux usées non chlorées (Sherry et coll., 1979a), mais on en décèle rarement dans des eaux usées traitées comme il convient. Il a été prouvé que l'organisme peut survivre *in vitro* dans de l'eau distillée (Ahearn, 1973), dans de l'eau de lac (Buck, 1978) et dans l'eau de mer (Dzawachiszwili et coll., 1964).

Présence dans le milieu aquatique

La mise au point de la méthode de numération des *C. albicans* étant récente, il existe peu de données relatives à la concentration de ces organismes dans les eaux naturelles au Canada. Toutefois, au Canada, des scientifiques commencent à se servir de la nouvelle technique de la membrane filtrante (mCA) (Buck et Bubucis, 1978) pour établir le nombre de ce pathogène opportuniste dans divers types d'eaux. Sherry et ses collaborateurs (1979b) ont étudié l'incidence de *C. albicans* sur quatre plages réservées à des activités récréatives sur le lac Ontario, pendant la saison d'été (juin à septembre) de 1977. Ils ont relevé des teneurs en *C. albicans* variant de 0 à 25 unités formatrices de colonies par litre, alors que la teneur était de 0 à 100/100 mL pour *Pseudomonas aeruginosa*, de 1 à 3200/100 mL pour les coliformes fécaux et de 1 à 3900/100 mL pour les streptocoques fécaux. Les teneurs les plus fortes en *C. albicans* ont été relevées sur les plages où les taux de contamination fécale étaient les plus élevés et d'ordinaire ces organismes étaient particulièrement abondants à moins de un mètre de la rive. La contamination, dans

cette partie de la plage, risque très probablement de toucher les jeunes enfants qui ont tendance à rester dans l'eau peu profonde, au bord du lac. Il faut remarquer que les teneurs en *C. albicans* étaient faibles, et que là où ces organismes étaient présents en quantités importantes, les numérations de coliformes fécaux étaient de beaucoup supérieures à 200/100 mL et pouvaient donc très bien servir d'indicateurs. Toutefois, on ne peut pas prédire si cette situation est généralisée, tant que des enquêtes plus poussées n'auront pas été effectuées.

Résumé

1. *Candida albicans* est un pathogène important en plus d'être un indicateur potentiel de contamination fécale. Toutefois, aucune association nette n'a été établie entre les activités récréatives se déroulant dans l'eau et les infections à *C. albicans*.
2. Il existe maintenant de bonnes méthodes de numération et d'identification de cet organisme et elles sont en voie de normalisation.
3. Puisque rien n'a encore prouvé que *C. albicans* ait provoqué des infections chez les personnes utilisant l'eau à des fins récréatives et étant donné la rareté des données sur la densité et la répartition de cet organisme dans les eaux naturelles, aucune limite n'a été fixée à son sujet.
4. Il faudra obtenir d'autres résultats d'études et d'autres données épidémiologiques pour évaluer dans quelle mesure la présence de *C. albicans* dans les eaux utilisées à des fins récréatives peut menacer la santé des baigneurs.

3.2.2 PSEUDOMONAS AERUGINOSA

LIMITES MAXIMALES

Aucune limite n'a été proposée relativement à la présence de *Pseudomonas aeruginosa* dans des zones utilisées pour la baignade. On a plutôt recommandé d'utiliser *P. aeruginosa* comme paramètre pour aider à interpréter les résultats des enquêtes sanitaires sur les eaux utilisées à des fins récréatives. Puisque *P. aeruginosa* est un pathogène opportuniste, on doit considérer qu'il présente un danger pour la santé lorsqu'on peut en faire la numération et l'isoler à plusieurs reprises dans une zone où l'on pratique la baignade.

CRITÈRES

Description

Pseudomonas aeruginosa est doué d'un grand pouvoir d'adaptation au point de vue biochimique et d'une forte résistance aux antibiotiques. En plus d'être pathogène pour l'homme et les animaux et de causer diverses infections y compris des éruptions cutanées et l'otite externe, *P. aeruginosa* agit comme agent de putréfaction attaquant de nombreux substrats ordinaires et exotiques (Hoadley, 1977). *P. aeruginosa* est une bactérie Gram négative en forme de bâtonnet, qui est mobile grâce à des cils polaires. En général, cet organisme n'a pas besoin de facteurs de croissance; il peut donc se multiplier dans des milieux minéraux contenant très peu de matières organiques.

Pathogénicité

P. aeruginosa est l'agent causal de nombreuses infections. Il semble que cet organisme puisse infecter des végétaux, des insectes, des animaux et des oiseaux aussi bien que les humains. Les infections à *P. aeruginosa* sont surtout fréquentes et dangereuses dans les garderies et chez les malades hospitalisés souffrant de cancer, de brûlures ou ayant subi une trachéotomie (Hoadley, 1977). Hoadley (1977) a étudié de façon poussée des cas et des épidémies survenues en Europe et en Amérique du Nord.

Cabelli et ses collaborateurs (1979) ainsi que McKee et Wolfe (1963) ont prétendu que la plupart des affections qu'on a associées à la baignade n'étaient pas des infections intestinales; *P. aeruginosa* a été tenu responsable d'infections non intestinales associées à la baignade. Selon Jones (1965), *P. aeruginosa* serait le principal agent étiologique de l'otite externe. Seyfried (1973) ainsi que Hoadley et Knight (1975) sont du même avis. Seyfried a isolé des bactéries de souche sérologique identique dans l'eau d'une piscine et chez une personne souffrant d'une otite externe, qui s'était baignée dans cette piscine. Après avoir effectué des sondages par téléphone, Hoadley a signalé que la fréquence des otalgies ("maux d'oreilles") était 2,4 fois plus élevée chez les baigneurs que chez les non-baigneurs, et aussi que le risque de souffrir d'une otite externe diagnostiquée comme telle par un médecin, était cinq fois plus grand pour les baigneurs que pour la population en général. Young et Armstrong (1972) ainsi que Hoadley (1968) ont déclaré avoir isolé des *P. aeruginosa* à partir de prélèvements faits sur la peau et dans l'oreille externe. Craun (1976) a rapporté avoir isolé le même sérotype de *P. aeruginosa* dans l'eau d'une piscine et dans les lésions cutanées de deux baigneurs. McClausland et Cox (1975) ont signalé que *P. aeruginosa* avait causé une flambée d'éruptions chez des baigneurs ayant fréquenté une autre piscine. Toutefois, Cabelli et ses collaborateurs (1975) ont déclaré qu'ils ne pouvaient pas établir avec certitude dans combien de cas la bactérie était d'origine endogène par opposition aux cas d'origine exogène).

Bien que Hoadley et Knight (1975) aient observé des effets nocifs mesurables de la baignade dans des eaux polluées par des déversements d'eaux usées, Cabelli et ses collaborateurs (1979) n'ont pas été en mesure d'établir une bonne concordance entre les teneurs en *P. aeruginosa* et le taux différentiel (baigneurs moins non-baigneurs) de symptômes gastro-intestinaux. D'autre part, Leggatt et Fung (1975) ont observé un bon rapport entre les teneurs en *P. aeruginosa* et le nombre de baigneurs au niveau de deux plages différentes, en Ontario.

Il semble que *P. aeruginosa* soit très résistant à la chloration (Black et coll., 1970; Fitzgerald et Der Vartanian, 1969). Mais il peut être encore plus inquiétant de constater que *P. aeruginosa* est très résistant aux agents antibactériens en général (Dutka, 1973). Cette résistance pose un grave problème lorsqu'il s'agit de traiter des infections à *P. aeruginosa*.

Présence de P. aeruginosa dans les milieux aquatiques

P. aeruginosa peut être isolé en quantités importantes mais variables dans des eaux usées brutes ou traitées; toutefois, il est rarement isolé à partir des matières fécales d'individus sains et alors, seulement en petit nombre (Cabelli et coll., 1979). Selon Hoadley (1977), *P. aeruginosa* peut aussi être isolé dans les excréments

d'animaux domestiques, bien qu'il semble y avoir très peu de rapport entre le nombre de *P. aeruginosa* et d'autres pathogènes ou indicateurs de pollution fécale. En réalité, d'après Cabelli et ses collaborateurs (1976b), *P. aeruginosa* est si peu fiable en tant qu'indicateur de pollution fécale, que cet organisme ne peut pas être utilisé comme base pour des normes relatives à l'eau en vue de la prévention d'affections entériques lors de l'utilisation des eaux de surface pour des activités récréatives. Ces auteurs fondent cette déclaration sur leurs observations des fluctuations de la densité suivant la saison et l'endroit de même que sur l'existence de nombreux réservoirs de *P. aeruginosa* qui ne sont pas d'origine fécale, et enfin sur la capacité qu'a cet organisme de se multiplier dans des eaux pauvres en éléments nutritifs. Cette caractéristique a été relevée également par d'autres chercheurs. Lanyi et ses collaborateurs (1966) ont constaté que *P. aeruginosa* semblait survivre plus longtemps dans l'eau que les coliformes. Geldreich (1976) a isolé des *P. aeruginosa* dans de l'eau de boisson en bouteille, et il a observé une prolifération rapide de cet organisme dans des réservoirs et de l'eau distillée commerciale. D'autre part, Hoadley (1977) a remarqué que d'ordinaire les réserves d'eau de boisson ne contenaient pas de *P. aeruginosa* à moins qu'il y ait une contamination manifeste. Ringen et Drake (1952) ont été incapables d'isoler cet organisme dans des eaux de surface ou d'approvisionnement qui n'étaient pas polluées par des matières fécales.

Dutka (1973) considère *P. aeruginosa* comme une bactérie omniprésente, bien que plus tard (1979) il ait changé d'opinion après avoir constaté que *P. aeruginosa* est pratiquement absent du centre des Grands Lacs au Canada et des eaux de la baie d'Hudson. Au cours d'études portant sur les Grands Lacs et de nombreux lacs intérieurs de l'Ontario, Burger (1980) n'a relevé aucun *P. aeruginosa*, sauf près des rives ou dans des zones peuplées. Burger pense que la prolifération omniprésente de *P. aeruginosa* signalée aux États-Unis est liée à la température et que par conséquent, elle aurait davantage tendance à poser un problème dans des régions où la température est plus chaude qu'au Canada.

P. aeruginosa a également été isolé dans le sol, les eaux pluviales et la végétation (Geldreich, 1976). Foster et ses collaborateurs (1971) ont même suggéré l'existence d'un rapport entre la prolifération d'algues et des populations de *P. aeruginosa*. Hoadley (1977) a étudié de façon exhaustive les divers substrats sur lesquels *P. aeruginosa* pouvait proliférer.

Selon Cabelli et ses collaborateurs (1976b), le rapport entre *P. aeruginosa* (PA) et les coliformes fécaux (CF) peut indiquer l'origine de la contamination. Toutefois, cette association s'est révélée quelque peu variable.

Résumé

1. Bien que les eaux usées semblent être la principale source de *P. aeruginosa* (Hoadley, 1968), cet organisme ne devrait pas être utilisé comme indicateur de pollution fécale. Il pourrait, cependant, servir d'indicateur de la salubrité de l'eau des piscines et des zones où se pratique la baignade (Geldreich, 1976; Hoadley et Knight, 1975); dans une grande mesure parce que *P. aeruginosa* est un pathogène et qu'il peut être responsable d'otites externes aussi bien que d'autres infections.

2. En général, *P. aeruginosa* pourrait être considéré comme exemple d'orga-

nisme pathogène, dont la présence dans une zone où se pratique la baignade risque de menacer la santé (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978). Ce rôle d'indicateur d'un risque possible pour la santé des baigneurs qui pratiquent leur sport sur une plage ou dans une piscine, est peut-être l'application la plus réaliste de *P. aeruginosa* dans des zones utilisées à des fins récréatives. Puisqu'on a mis au point une technique de filtration sur membrane qui permette la numération fidèle des *P. aeruginosa* dans l'eau (Levin et Cabelli, 1972), il serait possible de surveiller cet organisme en même temps qu'on examinerait les données épidémiologiques (en particulier sur les cas d'otite externe) au sujet des plages utilisées à des fins récréatives.

3.2.3 SALMONELLA

LIMITES MAXIMALES

Aucun objectif n'est proposé en ce qui concerne les concentrations de *Salmonella* dans des eaux utilisées à des fins récréatives. On recommande plutôt d'utiliser *Salmonella* comme paramètre pour aider à interpréter les résultats d'enquêtes sanitaires et microbiologiques menées sur des eaux à vocation récréative. Puisque pratiquement toutes les espèces de *Salmonella* sont des pathogènes en puissance, il faudrait considérer que cet organisme présente un danger pour la santé lorsqu'on peut l'isoler régulièrement dans une zone où l'on pratique la baignade.

CRITÈRES

Description

Les espèces de *Salmonella* font partie de la famille des Enterobacteriaceae. Ce sont des bactéries Gram-négatives, mobiles, en forme de bâtonnets droits qui fermentent le glucose mais pas le lactose. Comme les bactéries du genre *Salmonella* sont dotées d'antigènes très complexes, on cherche souvent à identifier leur sérotype plutôt que l'espèce.

Les *Salmonella* ont été isolées en plus grand nombre dans les sédiments que dans les eaux qui les recouvrent (Van Donsel et coll., 1971; Hendricks, 1971). Ceci a été rattaché à la survie prolongée des *Salmonella* dans le sédiment. Van Donsel et Geldreich (1971) ont proposé de ne commencer à isoler les *Salmonella* du sédiment que lorsque la teneur en coliformes fécaux atteint 200/100 mL. On a observé un rapport entre la présence de *Salmonella* et la teneur de l'eau en coliformes fécaux (Smith et Twedt, 1971; Smith et coll., 1973; Geldreich et coll., 1968; Hoadley et coll., 1974). Il semble qu'on puisse régulièrement isoler des *Salmonella* dans des eaux de surface lorsque les teneurs en coliformes fécaux sont supérieures à 200/100 mL. Smith et Twedt (1971) ont montré que la fréquence des isolements de *Salmonella* est de 85 pour cent lorsque le nombre des coliformes fécaux atteint entre 200 et 2000/100 mL. Geldreich (1972b) a ajouté que la fréquence des *Salmonella* devrait être de presque 100 pour cent, lorsque les teneurs de coliformes fécaux dépassent 2000/100 mL.

Smith et ses collaborateurs (1973) ont constaté qu'on récupérait plus de *Salmonella* lorsque le rapport entre les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux est inférieur à 0,7 que lorsque ce rapport est supérieur à 4,0. Ceci laisse à entendre que la concentration de *Salmonella* d'origine animale est plus élevée que celle des organismes provenant d'eaux usées. D'autres part, Sayler et ses collaborateurs (1976) n'ont pas observé une forte relation entre la présence de *Salmonella* et d'organismes indicateurs.

Geldreich (1970) a souligné que la présence de *Salmonella* n'indique pas la présence ou l'absence d'autres pathogènes. Toutefois, Gallagher et Spino (1968) ont recommandé d'ajouter aux études sur les coliformes des analyses quantitatives de *Salmonella* dès qu'on entreprend des études de cours d'eau ou d'effluents. De plus, Dutka et Bell (1973) croient que tous les membres du genre *Salmonella* sont des pathogènes en puissance, et que lorsqu'on décèle leur présence, les bactériologistes devraient considérer qu'il existe un danger pour la santé. Ce point de vue a été adopté par Environnement Ontario. Les *Salmonella* seraient proposés comme exemple d'organisme pathogène dont la présence dans une zone où se pratique la baignade devrait être considérée comme dangereuse pour la santé (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978).

Pathogénicité

Le terme salmonellose désigne toute affection causée chez l'homme ou l'animal par une bactérie du genre *Salmonella*. Les symptômes de cette infection comprennent la gastro-entérite aiguë, la fièvre entérique et la septicémie. La salmonellose est un problème d'hygiène publique qui se pose à l'échelle mondiale tant pour les animaux que pour l'homme, et qui est compliqué par le grand nombre des sérotypes de *Salmonella* et l'ubiquité de cet organisme. De neuf cents à 1200 sérotypes différents de *Salmonella* ont été reconnus (**American Public Health Association,** 1975).

Selon Reasoner (1976), le nombre des *Salmonella* isolées chez les humains augmente régulièrement depuis 1969. Au Canada, les cas d'infection par les *Salmonella* ont également augmenté. Les cinq cents (500) cas diagnostiqués chaque année représentent probablement 1 pour cent environ du nombre total d'infections à *Salmonella* chez l'homme (Vanderpost et Bell, 1975). On a également signalé de nombreux cas de salmonellose dans des collectivités où les approvisionnements d'eau sont jugés conformes aux normes relatives aux coliformes (Dutka et Bell, 1973). Toutefois, Palmateer (1980) a pu isoler des sérotypes de *Salmonella* dans une eau de surface contenant des effluents d'une usine de conditionnement de la volaille et de la viande. Il a été établi que quatre des sérotypes isolés (*S. bareilly, S. infantis, S. schwarzengrund* et *S. typhimurium*) avaient été reconnus comme les agents responsables de plusieurs flambées de salmonellose en Ontario.

Les taux d'infection à *Salmonella* sont en général beaucoup plus élevés chez les animaux que chez l'homme (Van Donsel et Geldreich, 1971). Mais la salmonellose est fortement contagieuse chez l'homme et elle est souvent responsable "d'intoxication alimentaire". Aux États-Unis, on estime qu'il y a chaque année entre 100 000 et 1 000 000 de cas de salmonellose chez l'homme et 500 décès attribuables à cette maladie (Morse et coll., 1976). Des infections à *Salmonella* ont été décrites chez des animaux domestiques (Prost et Riemann, 1967; Gibson 1965) et chez des animaux sauvages (Geldreich, 1970; Reasoner, 1976). Reasoner (1976) a également étudié le problème de l'isolement de *Salmonella* chez des oiseaux, des chats et chez certains reptiles.

Reasoner (1979) a signalé que les animaux domestiques et sauvages sont d'importants réservoirs de *Salmonella*, et certains de ces animaux sont des "porteurs" asymptomatiques. Il a également conclu que les effluents d'abattoirs et d'usines de conditionnement de la viande contribuent à la réinfection des animaux. Kampel-

macher et ses collaborateurs (1977) ont établi le cycle des *Salmonella* dans l'environnement, aux Pays-Bas. Des espèces particulières de *Salmonella* ont été introduites aux Pays-Bas à la suite de l'importation de viande contaminée. Ces organismes présents dans des eaux usées ont contaminé des eaux de surface, puis des animaux sauvages et domestiques de même que des humains. Ils peuvent aussi être transférés directement ou indirectement sur des végétaux et des aliments.

Reasoner (1976) a isolé des *Salmonella* dotées d'une résistance accrue à différents antibiotiques. Bell et ses collaborateurs (1978) ont isolé, dans la partie nord de la rivière Saskatchewan, des espèces de *Salmonella* qui étaient résistantes à cinq antibiotiques, y compris quelques médicaments de choix. Ils ont supposé que le cycle de ces bactéries résistantes dans l'environnement pourrait avoir des répercussions graves sur l'emploi thérapeutique des antibiotiques dans l'avenir. Qureshi (1977) a isolé quatre sérotypes de *Salmonella* dans des échantillons d'eau de pluie recueillis à Toronto et à Guelph. Ces quatre sérotypes figurent parmi ceux qui ont été souvent isolés chez l'homme au cours des dernières années.

Dudley et ses collaborateurs (1976) ont mis au point un modèle mathématique pour évaluer le risque pour la santé que présente une exposition aux *Salmonella* dans l'eau utilisée à des fins récréatives. Il a conclu qu'avant que son modèle puisse être utilisé efficacement, il faut poursuivre les recherches afin de mettre au point des méthodes quantitatives normalisées pour le dépistage des *Salmonella* qui puissent être utilisées couramment dans le cas des eaux utilisées à des fins récréatives.

Présence dans le milieu aquatique

Des densités moyennes de 3000 organismes par litre ont été enregistrées dans le cas des *Salmonella* isolées dans des eaux usées brutes (Yaziz et Lloyd, 1979). Toutefois, un traitement efficace et une désinfection des eaux usées peuvent y réduire considérablement les concentrations de *Salmonella*. Yaziz et Lloyd (1979) prétendent que les *Salmonella* peuvent être éliminées à 99,8 pour cent. Toutefois, d'après eux il faudrait insister davantage sur la qualité réelle de l'effluent plutôt que sur l'efficacité de l'élimination en pour cent. Schiemann et ses collaborateurs (1978) de même que Kampelmacher et ses collaborateurs (1977) ont aussi constaté une importante réduction des *Salmonella* après désinfection des eaux usées. Selon Schiemann, il existe une bonne corrélation positive entre le taux d'élimination des *Salmonella* et des organismes indicateurs dans les effluents désinfectés.

Reasoner (1976) ainsi que Hoadley et ses collaborateurs (1974) ont remarqué que les effluents d'abattoirs et d'usines de conditionnement de la viande constituaient une autre source importante de contamination par les *Salmonella*, d'autant plus qu'on ne désinfecte pas toujours ces effluents. Qureshi (1977) a facilement isolé des *Salmonella* dans des aliquotes d'eau de pluie d'à peine 10 mL. Geldreich et ses collaborateurs (1968) de même que Claudon et ses collaborateurs (1971) ont aussi constaté une abondance de *Salmonella* dans l'eau de pluie.

Cherry et ses collaborateurs (1972) ont relevé que 65 pour cent des échantillons prélevés dans des eaux modérément polluées contenaient des *Salmonella*; 38 pour cent des échantillons prélevés dans des eaux polluées contenaient des *Salmonella*, alors que 44 pour cent des échantillons prélevés dans des cours d'eau non pollués contenaient des *Salmonella*.

Van Donsel et ses collaborateurs (1967) ont indiqué que *S. typhimurium* pouvait

encore infecter l'homme après une survie de 280 jours dans un sol contaminé. Van Donsel et Geldreich (1971) ainsi que Smith et ses collaborateurs (1973) ont soutenu que les *Salmonella* possèdent des caractéristiques semblables à celles des coliformes fécaux, tandis que Thomason et ses collaborateurs (1975) ont émis l'hypothèse que même des milieux géographiques rigoureux (pourvu que le degré d'humidité ne soit pas un facteur limitant) pouvaient servir de niche écologique pour la survie et la transmission de *Salmonella*.

Résumé

1. Les *Salmonella* sont des pathogènes en puissance, et on peut dire qu'ils sont susceptibles de présenter un danger pour la santé si on peut les isoler régulièrement dans une zone où l'on pratique la baignade.

2. Bien que les méthodes d'isolement des *Salmonella* n'aient pas été normalisées, celles qui sont utilisées par la plupart des chercheurs sont assez semblables; en réalité seuls un ou deux des milieux de culture ou les températures d'incubation diffèrent. Ces différences représentent habituellement des adaptations aux conditions de milieu particulières à chaque zone d'échantillonnage et visent à favoriser les isolements de *Salmonella*. Les frais d'isolement de ces organismes ont également diminué avec la mise au point de nouvelles techniques (par exemple, un système d'identification biochimique à épreuves multiples et les méthodes de typage sérologique simplifées). Au rythme où vont les choses, le dépistage des *Salmonella* pourrait bientôt devenir un paramètre couramment utilisé dans la plupart des laboratoires de microbiologie de l'eau.

3. Le dépistage des *Salmonella* peut être considéré comme un paramètre accessoire pour aider les organismes de réglementation à déterminer le risque que l'utilisation des eaux à des fins récréatives peut présenter pour la santé.

3.2.4 SHIGELLA

LIMITES MAXIMALES

Aucune limite maximale n'a été précisée en ce qui concerne les *Shigella*. L'échantillonnage de cet organisme dans des eaux utilisées à des fins récréatives devrait être effectué lorsqu'il existe des preuves épidémiologiques ou d'autres indices de sa présence dans l'eau, ou dans le but d'évaluer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau avec la transmission possible de pathogènes d'une personne à l'autre.

CRITÈRES

Description

Les membres du genre *Shigella* sont en général des organismes Gram négatifs, non mobiles, qui ne fermentent pas le lactose et ne produisent pas de sulfure d'hydrogène. Les *Shigella* sont des bacilles entériques et sont les principaux agents étiologiques de la dysenterie bacillaire (Lund, 1978). La shigellose, l'infection causée par *Shigella*, peut être transmise par contact de personne à personne, de l'eau de boisson de mauvaise qualité ou par des aliments contaminés. Sa transmission a été attribuée à quelques reprises à la baignade dans des eaux contaminées.

Toutefois, très peu d'études ont été effectuées pour dépister des *Shigella* dans le milieu aquatique, surtout parce qu'il n'existe pas de méthodes normalisées pour en faire le dépistage ou la numération dans l'eau. Les méthodes de dépistage des *Shigella* dans l'eau seraient peu sensibles et n'ont de valeur que du point de vue qualitatif (Wang et coll., 1966; Geldreich, 1972a).

Pathogénicité

McCabe et Craun (1975) ont indiqué que les *Shigella*, et en particulier *Shigella sonnei*, sont les pathogènes qui ont été le plus souvent identifiés comme responsables de flambées d'affections d'origine hydrique, de 1971 à 1972, aux États-Unis et au Canada. Ces flambées auraient été causées par de l'eau de boisson polluée. On a décrit une importante épidémie de shigellose associée à la baignade dans le Mississippi, en aval de Dubuque (Iowa) (Anon., 1974; Rosenberg et coll., 1976). À la suite de cette épidémie, Rosenberg et ses collaborateurs (1976) ont constaté que la shigellose — "maladie qui peut être causée par l'ingestion de 10 à 100 organismes seulement — peut être contractée au cours de baignades dans des eaux polluées". C'est la première épidémie de shigellose qui ait pu être reliée à la baignade.

Les symptômes de la shigellose vont d'une légère diarrhée passagère à des vomissements, des douleurs abdominales, de la fièvre et des selles sanglantes et abondantes. Cabelli (1979) en reconstituant l'histoire épidémiologique de la flambée de shigellose survenue à Dubuque, en est venu à la conclusion que bien que les teneurs en coliformes fécaux (bactéries indicatrices) aient été supérieures à 200/100 mL pendant plusieurs années, il faut qu'il y ait eu un nombre critique de porteurs de *Shigella* ou d'individus malades qui ont éliminé des *Shigella* dans l'environnement pour que survienne une épidémie de shigellose.

Présence dans le milieu aquatique

Il est possible d'isoler des *Shigella* dans les matières fécales d'animaux à sang chaud (homéothermes) et dans les eaux usées. Selon Lund (1978), ces bactéries n'auraient qu'une survie relativement courte dans l'environnement. Hendricks (1972), en étudiant de l'eau de rivière recueillie en aval d'un émissaire d'eau d'égouts et passée à l'autoclave, a constaté que la croissance des *Shigella* est meilleure à 30°C et que ces bactéries se reproduisent de 2 à 3 fois moins rapidement que les coliformes. Il n'a observé que peu ou pas de croissance de bactéries à des températures variant de 5° à 20°C. Wang et ses collaborateurs (1966) ont remarqué que cet organisme survit plus longtemps dans des eaux résiduaires à 15°C qu'à 25°C. André et ses collaborateurs (1967) ont observé que *Shigella* a survécu 12 jours dans l'eau non traitée d'un étang de ferme. Geldreich (1972a) a étudié d'autres caractéristiques de survie. Celles-ci comprennent une diminution marquée du temps de survie grâce à l'aération ou à l'abaissement du pH à moins de 7,6.

Résumé

1. *Shigella* a été reconnu comme un important pathogène transmis par l'eau. Toutefois, il faudra disposer de méthodes normalisées de dépistage et de numération des *Shigella* avant de pouvoir en entreprendre la surveillance systématique.

2. Le nombre des flambées de shigellose semble être lié plus étroitement au nombre des "personnes qui éliminent des bactéries" qu'au nombre des bactéries indicatrices, même lorsque celui-ci est supérieur aux limites établies. Cabelli (1979) a prétendu qu'il peut exister un rapport prophétique entre les affections liées à la baignade, et les taux de maladie au sein de la population qui élimine des bactéries, comme peut le révéler un bon indicateur de la qualité de l'eau. Toutefois, cette façon d'envisager le problème exigerait beaucoup d'autres études.

3. Aucune limite maximale n'a été fixée dans le cas des *Shigella*. Des données épidémiologiques ou d'autre nature peuvent justifier une recherche de ces organismes. On peut supposer que s'il est isolé à plusieurs reprises, ce pathogène représente un danger pour la santé des baigneurs.

3.2.5 STAPHYLOCOCCUS AUREUS

LIMITE MAXIMALE

Aucune limite n'a été fixée pour *Staphylococcus aureus*. L'échantillonnage pour le dépistage de cet organisme pathogène devrait être effectué lorsqu'il existe des preuves épidémiologiques ou d'autre nature de sa présence dans l'eau, ou pour évaluer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau comportant la possibilité de transmission de pathogènes d'une personne à une autre.

CRITÈRES

Description

Le genre *Staphylococcus* comprend des cocci Gram-positifs et catalase-positifs qui fermentent le glucose et prolifèrent en aérobiose et en anaérobiose. Le *Staphylococcus aureus* se caractérise par son pouvoir de coaguler le plasma de lapin en présence d'agents anticoagulants. La fermentation anaérobie du mannitol et la production d'une nucléase thermostable sont d'autres épreuves diagnostiques importantes (Evans, 1977). Il existe six biotypes qui peuvent être reliés aux animaux qui sont leurs hôtes habituels (Dimitracopoulos et coll., 1977).

Les staphylocoques ne sont pas considérés comme des habitants naturels de l'eau dans l'environnement et ils sont en général incapables de s'y multiplier. Cet organisme a besoin de beaucoup d'éléments nutritifs pour croître dans une eau dont la température est supérieure à 20°C et il prolifère peu, si tant est qu'il le fasse, dans une eau dont la température est inférieure à 10°C. Cependant, le staphylocoque résiste à de nombreuses influences du milieu et il peut survivre pendant des périodes relativement longues. On considère que les staphylocoques présents dans les eaux utilisées à des fins récréatives proviennent surtout de sécrétions issues de la bouche, du nez et de la gorge de baigneurs ainsi que de leur peau. On a montré que ces organismes provenaient des baigneurs, surtout dans des études portant sur l'eau des piscines (Mallman, 1962; Favero et coll., 1964; Paul, 1972; Palmquist et Jankow, 1973); quelques études portaient également sur des eaux naturelles (Oriz, 1977). Dans la quatorzième édition de **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, 1975)**, on classe les staphylocoques parmi les pathogènes d'origine humaine présents dans l'eau des plages naturelles utilisées pour la baignade. L'étendue et

l'importance de l'apport des animaux et des eaux de ruissellement à la charge totale en staphylocoques n'ont pas été bien documentées.

Pathogénicité

S. aureus est considéré comme le principal pathogène de ce genre. Il est responsable de la plupart des infections purulentes, y compris les furoncles ainsi que les coupures et les égratignures infectées (Evans, 1977). Seyfried (1973) a signalé un cas d'infection de l'oreille associée à la baignade dans une piscine dont l'eau était contaminée. Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de données convaincantes sur la fréquence des affections et le degré de pollution des eaux utilisées à des fins récréatives.

Malgré la rareté des renseignements qui permettraient d'évaluer le risque que peut présenter l'eau d'une certaine qualité, on a proposé quelques teneurs maximales. Les limites suggérées pour que la baignade ne soit pas dangereuse vont d'un "index de cocci" inférieur à 15/100 mL (Seligman, 1951, cité dans Favero et coll., 1964) à 100/100 mL (Favero et coll., 1964). En général, on préfère l'indice des staphylocoques totaux, à l'indice des *S. aureus*, lorsqu'il s'agit de questions de protection de la santé.

Présence dans le milieu aquatique

Il semblerait, d'après des données restreintes, que les teneurs en *Staphylococcus* sont relativement faibles sur les plages, au Canada. Une étude a révélé la présence de 10 à 40 staphylocoques/100 mL dans les eaux de ruissellement des villes (**Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978**). Des études effectuées par Seyfried (1973) ont révélé des teneurs comprises entre 30 et 90/100 mL sur l'une des trois plages du lac Erié qui ont fait l'objet d'une étude. Sur le lac Ontario, deux des trois plages examinées étaient contaminées par *S. aureus*. On a trouvé des staphylocoques dans deux des trois aires de conservation de l'Ontario; une des plages contenait des bactéries coagulase-positives.

Une étude plus récente (Seyfried, 1980) portant sur plusieurs plages des Grands Lacs a révélé la présence constante de staphylocoques. Dans le cas des 12 plages étudiées sur le lac Ontario, les modes variaient de 10 à 122/100 mL; très peu de *S. aureus* ont été dépistés. Dans le cas de l'eau de 10 plages du lac Erié, les modes variaient de 28 à 380/100 mL; et dans l'eau de 7 plages du lac Huron, les modes variaient de 7 à 49/100 mL.

Résumé

1. *Staphylococcus aureus* est reconnu comme un pathogène important chez l'homme. Il est responsable de furoncles, d'infections de l'oreille et d'autres infections purulentes.
2. Il existe peu de données sur la répartition et les sources des staphylocoques dans les eaux utilisées à des fins récréatives. De plus, on n'a pas éclairci le rapport entre le nombre des baigneurs et les concentrations de cette bactérie dans l'eau.
3. Il existe peu de données sur le rapport entre les affections relevées chez des

baigneurs et les teneurs en staphylocoques de l'eau. La mise au point d'une nouvelle technique de filtration sur membrane pour la numération de *S. aureus* (Alico et Dragonjac, 1978) peut aider à l'établissement de ce rapport.

4. C'est pourquoi aucune limite n'a encore été fixée en ce qui concerne les staphylocoques. On recommande la surveillance de ce pathogène et la réalisation d'études épidémiologiques à son sujet.

3.2.6 VIRUS

LIMITES MAXIMALES

Aucune limite n'a été précisée au sujet des virus pathogènes pour l'homme. Une surveillance des virus peut être effectuée à l'occasion pour déterminer leur répartition et leur rapport avec l'incidence des maladies dans des eaux utilisées à des fins récréatives.

CRITÈRES

Description

Les virus sont des particules ultramicroscopiques, composées principalement de protéines et d'acides nucléiques, qui se reproduisent dans un organisme hôte. Ils ne sont pas doués de processus métaboliques, donc ils sont incapables de se reproduire en dehors de l'organisme hôte, mais ils sont en général très résistants et peuvent demeurer infectieux pendant de très longues périodes. Les virus les plus importants en ce qui concerne les affections transmises par l'eau sont ceux qui infectent le tube digestif et sont évacués dans les selles (les entérovirus). Il existe plus d'une centaine de virus de ce genre y compris ceux qui font partie des groupes suivants: les entérovirus (virus de la polio, échovirus et virus coxsackie), les réovirus, les adénovirus, les rotavirus, les virus de l'hépatite A et d'autres entérovirus y compris les virus de la gastro-entérite et le virus de type Norwalk (Direction de l'hygiène du milieu, 1977). La présence de certains de ces virus dans l'eau peut être due à des excréments d'origine animale, mais en générale elle est attribuable à la pollution par des eaux d'égout municipales ou d'autres sources de déchets d'origine humaine. Par opposition aux coliformes fécaux et aux autres coliformes qu'on trouve dans les matières fécales de presque tous les humains, les virus ne sont excrétés que par des personnes contaminées (**United States Environmental Protection Agency,** 1978b). Ces virus sont souvent excrétés par des porteurs asymptomatiques de moins de 15 ans (Ramoz - Alverez et Sabin, 1956). Il a été établi que la teneur en virus de l'eau varie beaucoup d'une heure à l'autre, d'une journée à l'autre et d'une saison à l'autre (Berg et Metcalf, 1978), alors que les teneurs en coliformes totaux et fécaux sont en général plus stables. C'est pourquoi, le rapport de 1 pour 65 000 entre les virus et les coliformes totaux qui a été calculé à partir de taux d'excrétion moyens n'est plus vrai dans bien des situations (Scarpino, 1975). Berg et Metcalf (1978) ont montré que le rapport entre les coliformes fécaux et les entérovirus n'est pas constant. Il existe de nombreux cas où l'on a relevé la présence de virus en l'absence de coliformes fécaux décelables (Berg, 1978) et bien d'autres cas où l'on a trouvé des quantités importantes de virus dans des eaux dont la teneur en bactéries était bien inférieure aux limites recommandées pour des eaux utilisées à des fins récréatives (Goyal et coll., 1978).

Depuis que la méthode de dosage des virus dans de grands volumes d'eau douce (Wallis et coll., 1972) et d'eau de mer (Payment et coll., 1976) a été mise au point et normalisée dans une certaine mesure (**American Public Health Association,** 1975), quelques chercheurs ont réclamé l'établissement de normes au sujet des virus dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Une limite de une (1) unité virale infectante décelable par 10 gallons américains (37,9 L) d'eau de loisirs a été proposée par Melnick (1976). Shuval (1975) s'est dit d'accord avec cette limite et a recommandé l'établissement de limites provisoires. Au Canada, Payment (1977) a proposé une limite de 1 dose infectieuse en culture tissulaire dans 40 L, et Sattar (1978a) a suggéré une limite de l'unité infectante décelable de virus pathogène pour l'homme dans 10 L lorsqu'on analyse un échantillon de 100 L. Mais selon Metcalf (1978), les normes relatives aux bactéries demeurent le choix acceptable lorsqu'il s'agit de surveillance systématique même si l'on peut trouver des arguments en faveur de normes au sujet des virus, en particulier là où les coliformes fécaux disparaissent rapidement alors que les virus persistent, comme sur les plages maritimes.

Pathogénicité

Parmi les virus qui peuvent être tranmis dans l'eau utilisée à des fins récréatives, les plus importants sont les poliovirus et le virus de l'hépatite A, à cause de la gravité de l'affection qu'ils provoquent et de leur propagation hydrique reconnue. Mais d'autres entérovirus sont probablement plus répandus que ceux-ci, et sont à l'origine de gastro-entérites, de fièvres, de troubles respiratoires, d'infections oculaires, d'infections de la vessie et d'autres affections (Sattar, 1978b). Bien que d'une facon générale on admette la grande diversité des virus et des affections qu'ils causent, on ne sait pas encore très bien à quoi correspond une dose infectieuse pour l'homme. Certains croient qu'une seule dose infectante en culture tissulaire (probablement une seule particule virale) peut sans dout infecter un humain (Plotkin et Katz, 1967). Même si cela n'est pas vrai pour tous les virus, il est clair que la dose infectante est beaucoup plus faible que dans le cas de presque toutes les affections bactériennes et mycosiques, de sorte qu'il est nécessaire de dépister les virus alors que leur concentration est beaucoup plus faible que celles des bactéries pathogènes.

La majorité des maladies virales qui peuvent être contractées au cours de baignades dans des eaux polluées utilisées à des fins récréatives, comme la gastro-entérite par exemple, ne sont pas des maladies à déclaration obligatoire, et dans la plupart des cas, ne forcent pas le malade à consulter un médecin. L'absence de tout système centralisé de déclaration de ces affections en plus de leur transmission rapide d'un individu à l'autre a rendu extrêmement difficile le dépistage de maladies virales propagées par l'eau (Pipes, 1978). Par conséquent, il existe peu de cas bien documentés d'affections virales liées à la baignade. Paffenbarger et ses collaborateurs (1959) ont constaté que, dans une colonie de vacances pour garcons, des affections respiratoires semblaient se propager par contact direct entre les baigneurs. Hawley et ses collaborateurs (1973) ont pu isoler un virus Coxsackie B_5 dans l'eau d'un lac fréquenté par des nageurs au cours d'une épidémie due à ce virus dans un camp. Les données recueillies n'étaient pas suffisantes pour établir que la baignade était la principale voie d'exposition. Un flambée d'hépatite A a été causée par la consommation d'eau de lac polluée ou par l'ingestion accidentelle d'une telle

eau pendant la baignade ou par ces deux causes à la fois (Bryan et coll., 1974). Denis et ses collaborateurs (1974) ont pu isoler un virus Coxsackie A_{16} chez des enfants qui ont été malades après s'être baignés dans un lac dont ils ont également bu l'eau. On a signalé en Europe l'existence d'un cas confirmé de méningite à échovirus associée à la baignade dans une eau utilisée à des fins récréatives (Walter-Offenhauser et Horn, 1974; cité dans Berg et Metcalf, 1978).

Présence dans le milieu aquatique

La mise au point de concentrateurs de virus portatifs permettant de traiter des centaines de litres d'eau (Wallis et coll., 1972) a permis la réalisation d'études sur place, mais le coût élevé de ces analyses a empêché leur utilisation sur une haute échelle. Plusieurs études ont eu pour objet les teneurs en virus des eaux usées (Sattar et Westwood, 1977, 1978; Subrahmanyan et coll., 1979), des rivières (Subrahmanyan, 1977; Sattar et Westwood, 1977) et des lacs (McLean, 1964; Subrahmanyan, 1977). Une étude exhaustive de l'eau de la rivière des Outaouais (Sattar, 1978a) a révélé que 7 des 16 échantillons prélevés à un endroit donné, et 11 des 20 échantillons prélevés sur une plage contenaient des virus, la gamme des concentrations allait de 0,6 à 16,8 unités infectantes par 10 L dans les échantillons positifs. Les sources de contamination sont les apports d'eaux usées brutes et les effluents d'eaux usées chlorées qui ont été traités (Sattar et Westwood, 1978).

Résumé

1. On sait que les virus sont pathogènes en petites quantités. L'ingestion d'une (1) seule unité infectante peut causer une maladie.
2. Il existe très peu de données sur les teneurs en virus des eaux utilisées à des fins récréatives à l'heure actuelle.
3. Il existe très peu de données au sujet d'affections virales qui auraient été associées à la baignade dans des eaux contaminées.
4. C'est pourquoi, aucune limite n'a été établie au sujet des virus, jusqu'à maintenant. Il faudra effectuer des travaux de surveillance des plages et des études épidémiologiques afin d'établir la concentration des virus dans l'eau et les effets nocifs de la baignade dans des eaux contaminées.

3.3 ORGANISMES INDÉSIRABLES

LIMITES MAXIMALES

La zone réservée à la baignade devrait, autant que possible, être exempte d'organismes indésirables qui puissent nuire aux baigneurs. Un organisme est dit indésirable lorsqu'il peut être nocif, lorsqu'il est agaçant ou désagréable ou qu'il a une odeur nauséabonde.

Il est impossible que les plages naturelles soient totalement "exemptes" d'organismes indésirables; il est donc impossible d'établir une limite quantitative; il ne sera question que des dangers que peuvent présenter ces organismes et des conditions du milieu qui peuvent favoriser leur présence.

On ne devrait pas aménager des aires récréatives dans des endroits où les

plantes aquatiques sont si abondantes qu'on risque de s'y emmêler ce qui rend dangereuse la pratique d'activités récréatives dans l'eau; il faut, en tout cas, prendre des mesures pour éliminer la végétation des aires réservées à la baignade.

CRITÈRES

Description

Deux types principaux de facteurs biologiques influent sur la valeur récréative des eaux de surface, à savoir: 1) les facteurs qui mettent en danger la santé ou le bien-être physique des gens et des animaux et 2) les facteurs qui rendent l'eau inacceptable du point de vue esthétique ou inutilisable par suite d'un enrichissement excessif en éléments nutritifs ou de la présence de substances déplaisantes. Les premiers comprennent les organismes vecteurs et les organismes indésirables, les seconds, les végétaux microscopiques et macroscopiques qui croissent dans l'eau ainsi que des substances telles que le pétrole et les déchets.

Vecteurs et organismes indésirables

L'émergence massive de moucherons non piqueurs, de cousins, de phryganes et d'éphémères, etc., est très désagréable pour les collectivités riveraines, et nuit à la pratique d'activités récréatives (**National Academy of Sciences**, 1973, pp. 17-[illegible]). Quant aux insectes piqueurs comme les moustiques ("maringouins") et les simulies ("mouches noires"), en plus du désagrément causé par leur présence, il peuvent infliger de sérieuses irritations par leurs piqûres.

On a signalé des cas d'allergies respiratoires comme la fièvre des foins causées par l'inhalation de phryganes, d'éphémères et de moucherons ou de morceaux de ces insectes lorsqu'ils sont en très grand nombre (Henson, 1966).

Des modifications marquées de la qualité de l'eau, en particulier si elles sont accompagnées d'une charge de matières organiques, peuvent engendrer une forte production de moucherons. Un épuisement soudain de l'approvisionnement en oxygène dans des plans d'eau riches en matières organiques peut entraîner une perturbation de la faune et favoriser les espèces de larves de moucherons moins sensibles et d'autres organismes tolérants qui peuvent s'accommoder d'une faible teneur en oxygène dissous. Ces changements sont attribuables en partie à l'augmentation des matières nutritives contenues dans les déchets organiques. Lorsqu'ils émergent en nuées, à l'état adulte, ces moucherons peuvent être très désagréables.

En plus du désagrément et des réactions souvent importantes que causent les insectes, les parasites internes peuvent provoquer des maladies graves. Parmi les maladies transmises par des macro-invertébrés aquatiques, mentionnons l'encéphalite, la malaria et la schistosomiase. Heureusement, l'incidence de ces maladies est très faible au Canada. Les parasites les plus dangereux se trouvent dans les pays tropicaux et sub-tropicaux.

Les larves (cercaires) de certains schistosomes (*Schistosomatidae*) qui parasitent des oiseaux et des rongeurs peuvent pénétrer sous la peau des humains et causer une dermatite connue sous le nom de prurit des nageurs. On observe cette affection chez les personnes qui se baignent dans des lacs fréquentés par des baigneurs dans plusieurs régions du globe, y compris l'Amérique du Nord; il en va de même au sujet de certaines plages d'eau salée. Ces schistosomes ne se

développent pas chez l'homme (Benenson, 1970; Levy et Folstad, 1969).

Au Canada, la dermatite à schistosomes, ou prurit des nageurs, est l'un des problèmes les plus évidents qui puisse être relié aux activités récréatives pratiquées dans l'eau. Un certain nombre de cercaires de schistosome, qui n'infestent pas spécifiquement l'homme, peuvent pénétrer dans les couches externes de la peau. La réaction, une inflammation cutanée, provoque des démangeaisons, dont l'intensité est proportionnelle à la sensibilité de l'individu surtout si celui-ci a déjà été exposé à cet agent. Parmi les cercaires qui provoquent une dermatite, les plus importants sont des parasites du gibier d'eau.

Le cycle de la dermatite commence lorsque des oeufs de schistosomes sont éliminés avec les fèces de l'hôte primaire, par exemple un oiseau aquatique (McJunkin, 1970). Chaque oeuf contient un stade secondaire pleinement développé, appelé miracidium. Si les fèces sont déposées dans l'eau, l'éclosion des oeufs survient dans les 10 à 15 minutes qui suivent avec libération d'organismes de stade secondaire. Les miracidiums ciliés nagent alors à la recherche de leur hôte définitif, des mollusques de la famille des Lymnaeidae et des Physidae. Les miracidiums meurent s'ils ne sont pas capables de repérer et d'infecter un mollusque approprié dans les 12 heures qui suivent leur libération. Une fois qu'ils ont pénétré dans l'hôte, les miracidiums migrent vers l'hépatopancréas du mollusque où ils se développent pour former des sporocystes multiples. Environ cinq (5) semaines plus tard, ceux-ci donnent naissance à des centaines de cercaires à queue fourchue, mesurant chacun environ 0,75 mm de longueur. Lorsque les conditions de chaleur et d'éclairage sont favorables, les cercaires sortent du mollusque et nagent à la recherche d'un hôte homéotherme. Ils meurent en-deçà de 12 à 24 heures s'ils n'ont pas trouvé d'hôte. Lorsqu'ils ont repéré un hôte approprié, oiseau ou mammifère, les cercaires se fixent à sa peau au moyen de ventouses buccales, pénètrent sous l'épiderme et perdent leur queue. À ce stade, les parasites sont appelés schistosomules. Ces formes larvaires migrent vers les poumons par la circulation sanguine et finalement vers les veines hépatiques où elles se transforment en schistosomes mâles et femelles ayant atteint leur maturité. Après l'accouplement, les femelles gravides émigrent dans la paroi intestinale par les veinules mésentériques et elles y pondent des centaines d'oeufs. Le cycle se répète lorsque les oeufs traversent la paroi intestinale et se mêlent au contenu de l'intestin.

Les tissus tant du mollusque hôte que de l'homéotherme hôte sont lésés par les différents stades du parasite. Les cicatrices qui en résultent et la perte de fonction peuvent entraîner la mort du mollusque et provoquer un dysfonctionnement aigu et chronique du foie et des intestins chez l'oiseau ou le mammifère hôte.

L'homme est un hôte accidentel des schistosomes qui ne vivent pas leur cycle chez les humains. Les cercaires pénètrent sous la peau de l'homme, mais meurent juste sous l'épiderme en laissant un résidu protéinique. Une exposition subséquente aux cercaires stimule une réponse allergique. L'intensité de la réaction augmente avec chaque exposition subséquente. Certaines personnes n'ont aucun problème après leur première exposition.

Au moment de la pénétration des cercaires, on constate une sensation de picotement (Hoeffler, 1977). En général, cette sensation est ressentie lorsque la victime sort de l'eau et commence à se laisser sécher par évaporation. La démangeaison dure environ une heure et est accompagnée ou suivie de l'apparition de macules de 1 à 2 mm à l'endroit du point de pénétration de chaque cercaire. À ce

stade, on a également enregistré un érythème diffus ou de l'urticaire. Vient ensuite une période de quiescence. Les macules initiales peuvent persister ou disparaître après quelques heures. Le stade secondaire se manifeste de 10 à 15 heures plus tard, lorsqu'une éruption prurigineuse intense se manifeste sous forme de papules de 3 à 5 mm entourées d'une zone érythémateuse de grandeur variable. Les papules peuvent être coalescentes et former de grandes plaques oedémateuses et rouges. Leur taille varie selon que la victime de l'irritation se gratte plus ou moins. Entre le deuxième et le quatrième jour, des vésicules peuvent se former. En général, la personne les rompt en se grattant, ce qui accroît le risque d'infection secondaire de la peau. Le prurit et l'éruption papuleuse disparaissent au bout d'une semaine environ, mais une pigmentation brunâtre de la peau peut persister pendant des mois au siège de la lésion.

Les essais tentés pour prévenir la maladie pendant ou après la pénétration des cercaires sont en grande partie inefficaces. Les mesures prises depuis toujours, comme se frotter vigoureusement avec une serviette rude ou faire des frictions à l'alcool n'ont aucune valeur véritable. Les vêtements et les produits chimiques répulsifs n'ont que peu d'effet.

Le traitement de la dermatite vise le soulagement des symptômes et la prévention de l'infection. Pour soulager l'irritation on prescrit des doses ordinaires d'antihistaminiques et de médicaments antiprurigineux; on préviendra l'infection en appliquant des mesures d'hygiène appropriées et en nettoyant les zones atteintes. Dans certains cas, l'application de lotion de calamine, des bains d'amidon, des comprimés d'acide acétylsalicylique et le repos peuvent avoir une certaine valeur.

On ne peut prévenir le prurit des nageurs qu'en s'abstenant totalement de pratiquer les sports nautiques dans les régions où la maladie a fait des victimes. L'élimination des mollusques hôtes pourrait être une autre solution acceptable; toutefois, il faut prendre en considération les effets toxiques des molluscicides sur les autres membres de la faune et de la flore aquatiques. Le molluscicide le moins dispendieux est le sulfate de cuivre, le Baylucide (niclosamide) et lorsqu'il est appliqué selon le mode d'emploi recommandé, il est moins toxique pour les poissons et la végétation aquatique que d'autres produits chimiques. Baylucide détruit également, non seulement les mollusques, mais aussi les oeufs de mollusques et les cercaires. Une autre solution de rechange qui menace moins la qualité de l'eau est l'élimination de la végétation des étangs. Cette pratique prive les mollusques d'une importante source de nourriture et d'abri, et les dissuade de s'installer dans la région. Il y a cependant un inconvénient à cette pratique; en effet les autres organismes aquatiques sont aussi touchés par l'élimination des végétaux.

Le long de la mer, les plages utilisées pour la baignade peuvent être aussi fréquentées par des organismes indésirables comme des méduses et certaines espèces d'oursins de mer.

Plantes vasculaires aquatiques

Les plantes vasculaires aquatiques (macrophytes) exercent une influence sur la qualité de l'eau, sur d'autres organismes aquatiques de même que sur l'utilisation de l'eau. Il est difficile d'évaluer l'ampleur des effets nocifs des macrophytes comme la perte totale ou partielle de la possibilité d'utiliser un plan d'eau pour des activités récréatives. Par exemple, la croissance abondante de macrophytes nuit à l'utilisation de toutes les sortes d'embarcations, mais l'importance de l'inconvénient est

fonction, entre autre chose, de la forme de croissance des plantes, de leur densité, de l'étendue qu'elles envahissent dans la nappe d'eau ainsi que des buts, de l'attitude et de la tolérance des personnes qui s'adonnent à la navigation.

En général, une végétation aquatique dense est désagréable pour les baigneurs, les plongeurs, ceux qui pratiquent le ski nautique et les fervents de la plongée avec scaphandre autonome. Les plantes obstruent la vue du fond et des dangers qui peuvent se présenter sous la surface, et les nageurs peuvent se prendre dans les feuilles. Les préparatifs des skieurs nautiques en eau peu profonde peuvent être gênés par une végétation abondante, et la crainte de tomber dans cette véritable forêt aquatique pendant qu'ils skient les empêchent de profiter du sport.

Les activités récréatives comme la navigation de plaisance et la pêche sont moins attirantes et peuvent même être pratiquement impossibles si la végétation aquatique est très dense. Il arrive souvent que des masses de plantes flottant librement ou de plantes à racines qui ont été délogées de leur substrat s'amoncellent sur les plages ou dans les zones où l'on pratique la natation. Lorsqu'elles sèchent et se décomposent, les plantes aquatiques produisent souvent des odeurs désagréables et forment des nids où les insectes pullulent.

La prolifération des plantes peut être due à la présence d'une surabondance d'éléments nutritifs provenant, par exemple, de déversements issus de fermes ou de propriétés privées qui augmentent la quantité de phosphore et d'azote. Le résultat de cette augmentation de la concentration des éléments nutritifs est appelé eutrophisation. Le vieillissement naturel (eutrophisation) des nappes d'eau se produit beaucoup plus lentement et les changements ne surviennent pas assez rapidement pour que nous y prêtions intérêt dans le cadre du présent document. L'augmentation des charges de limon, les modifications des lignes riveraines et l'utilisation de la terre sont des éléments qui contribuent tous à l'altération des habitats aquatiques.

Le phytoplancton

Le phytoplancton, constitué par des plantes microscopiques, souvent unicellulaires en suspension dans l'eau, peut devenir une plaie à cause de sa prolifération assez rapide. Il arrive parfois que l'eau en vienne à ressembler à de la "purée de pois". Il peut s'agir d'un phénomène naturel, mais cette situation est souvent due à l'eutrophisation résultant de l'intervention de l'homme. En plus d'agir sur d'autres organismes, les efflorаisons d'algues réduisent considérablement la visibilité, ce qui crée un danger pour les baigneurs. La présence de certaines espèces de phytoplanctons dans une flore d'eau douce est souvent un indicateur sensible de la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives. Un enrichissement en éléments nutritifs des nappes d'eau modifie la densité et la variété de la faune et de la flore.

On trouve des algues toxiques dans tous les milieux aquatiques et elles ont causé la mort ou la maladie chez le bétail, le gibier d'eau, les poissons et les humains (Schwimmer et Schwimmer, 1968; Moore, 1977). Du point de vue taxonomie, les phyla les plus importants sont les pyrrophytes (dinoflagellés) les chrysophytes et les cyanophytés (algues bleu-vert). On connaît bien les "marées rouges", ces algues toxiques qui provoquent la mort des poissons et qui contaminent les coquillages comestibles et d'autres espèces animales des fonds marins (Tangen, 1977; Cross et Southgate, 1980). Sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, les palourdes et les moules deviennent toxiques par suite de l'ingestion de *Gonyaulax*

catenella, un dinoflagellé et de l'accumulation d'une saxitoxine dans leur tube digestif. Sur la côte est, l'intoxication du même genre est causée par *G. tamarensis* qui comporte un mélange de saxitoxine et de trois autres toxines de formule voisine.

Les algues qui présentent des problèmes dans les lacs et les étangs sont en général des algues bleues qui, dans certaines conditions, prolifèrent abondamment l'été (Reynolds et Walsby, 1975). Lorsqu'elle contient une population dense d'algues bleues l'eau des lacs a l'apparence et la consistence d'un potage de pois verts. On a rapporté plusieurs cas d'intoxications de bestiaux et de chiens qui avaient bu de l'eau d'étangs et de lacs pendant la saison chaude lorsque des masses compactes d'algues bleues poussées par le vent forment une écume épaisse sur la rive. Aux États-Unis, on a signalé de nombreux cas d'animaux morts de cette façon; ceux-ci ont été étudiés par Ingram et Prescott (1954); au Canada, de nombreux cas d'intoxication ont été enregistrés par McLeod et Bondar (1952), Neil (1957), O'Donoghue et Wilton (1951), Senior (1960) ainsi que Carmichael et Gorham (1978). La mort des bestiaux est survenue entre 1 et 2 heures après l'ingestion d'algues; elle avait été précédée de vomissements persistants qui avaient commencé de 15 à 30 minutes après la consommation de l'eau. La diarrhée et l'entérite hémorragique figurent parmi les autres symptômes. Lors de l'examen post-mortem, aucun autre organisme pathogène ni aucune substance chimique toxique n'ont été décelés (Senior, 1960). Les trois algues bleues les plus souvent reconnues comme responsables d'intoxications sont *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa* (McLeod et Bondar, 1952; Senior, 1960; Aziz, 1974; Moore 1977).

On s'inquiète, particulièrement dans les provinces des Prairies, du risque d'intoxication auquel les proliférations d'algues bleues qui sont responsables de la mort d'animaux domestiques et de bestiaux, exposent les baigneurs. On a enregistré quelques cas d'affection chez des humains, mais il est probable qu'on n'ait pas diagnostiqué la plupart des affections dont des baigneurs ont été victimes, l'intoxication par des algues peut donc être chose plus courante qu'on ne le pense. Dillenberg et Dehnel (1960) ont rapporté le cas d'un médecin qui était tombé dans une eau contenant une abondante efflorescence d'algues bleues et qui avait ingéré environ 500 mL d'eau. Il a souffert de nausées, de diarrhée, de maux de tête, de crampes et d'une forte fièvre. On a identifié des *Microcystis* et des *Anabaena* dans ses selles, mais aucun autre pathogène. Senior (1960) a décrit le cas de jeunes campeurs qui ont été malades après s'être baignés dans un lac contenant des algues bleues.

La toxine se trouve à l'intérieur des cellules de l'algue. Ceci a été prouvé par de nombreux auteurs qui ont fait prendre des cultures de cellules et des filtrats de cultures à des animaux d'expérience comme des souris et des rats. Le filtrat ne provoquait pas d'intoxication alors que la cellule entière se révélait toxique (McLeod et Bondar, 1952). La toxicité des cultures d'algues augmente avec l'âge de la culture et aussi avec sa densité. Les cultures étaient plus toxiques à 26°C qu'à 20°C (Gentile et Maloney, 1969).

Moore (1977) a examiné des études sur la nature chimique des toxines qui montrent qu'un certain nombre de toxines et d'effets toxiques différents sont en jeu. Certaines toxines agissent sur le tube digestif et produisent les symptômes dont il a déjà été question, d'autres entraînent la mort, précédée par la paralysie, des tremblements et de légères convulsions.

De nombreux auteurs, y compris Prescott (1948), ont signalé des destructions de poissons et la mort d'invertébrés attribuables à des algues bleues. Des poissons ont été placés dans un étang peu profond où la teneur en oxygène dissous (7,5 mg/L) était suffisante pour qu'ils restent en vie; cet étang contenait des algues bleues qui commencaient à peine à se décomposer. Les poissons sont morts en moins de deux heures. Comme les cellules en décomposition dégageaient du H_2S ceci aurait pu avoir contribué à la destruction du poisson. On a trouvé de l'hydroxylamine, une substance toxique pour les poissons, dans les algues bleues.

Si les effloraisons massives d'algues d'eau douce ne sont pas directement toxiques, elles causent souvent la mort du poisson et d'autres organismes lorsque la population d'algues tombe soudainement. La mort et la décomposition rapide des algues entraînent rapidement l'anoxie et l'asphyxie du poisson et d'autres animaux aquatiques (Barica, 1975; Nicholls et coll., 1980a).

Dans des viviers d'eau saumâtre en Israël et dans des estuaires en Angleterre, *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae) produit une ichthyotoxine puissante qui est responsable, à intervalles réguliers, de la mort de milliers de poissons (Holdway et coll., 1978; Shilo, 1971). *P. parvum* ne semble pas poser de problèmes semblables en Amérique du Nord.

Les odeurs qui émanent de l'eau de certains lacs proviennent de la décomposition naturelle d'algues et d'autres matières végétales. Ce genre d'odeurs est de nature typiquement végétale ou "de terreau"; toutefois, on a signalé que des masses d'algues filamenteuses du genre *Cladophora*, en décomposition dans le lac Erié et le lac Ontario, dégageaient une "odeur de porcherie" (Neil, 1975).

Plusieurs espèces d'algues dégagent des odeurs très différentes, parfois déplaisantes, lorsqu'elles sont en pleine croissance dans l'eau des lacs. Des odeurs de poisson, d'herbe, d'aromate ou de moisi ont été attribuées à plusieurs espèces de diatomées, d'algues bleues et de chrysophycées (Palmer, 1962; Taft, 1965). Nicholls et ses collaborateurs (1980b) ont signalé que *Chrysochromulina breviturrita*, une prymnésiophyte, présente dans l'eau de lacs utilisés à des fins récréatives en Ontario et dans le New Hampshire, dégageait une odeur bien décelable. Celle-ci décrite par les propriétaires de villas comme une odeur de "chou pourri" ou "de dépotoir" semble être limitée à l'eau de lacs légèrement acide.

Les odeurs d'eau de lac peuvent être mesurées au moyen du **Threshold Odour Test** (épreuve utilisant le seuil de perception olfactive) (**American Public Health Association,** 1975). Le seuil de perception olfactive ("Threshold Odour Number") (TON) correspond à une dilution de l'échantillon avec de l'eau inodore dans des proportions telles que l'odeur soit à peine perceptible par un groupe de plusieurs sujets d'expérience. De nombreuses eaux de surface naturelles qui ne subissent pas l'effet d'algues productrices d'odeurs ont un seuil (TON) de 5, alors que d'autres dans lesquelles on observe une forte croissance d'algues, ont un TON qui dépasse 200.

Recommandations

Certains éléments de la faune ou de la flore, qui pourraient être désagréables pour les baigneurs s'ils étaient présents en grande quantité, comme des sangsues, des moules et des populations extrêmement importantes d'insectes piqueurs, de plantes aquatiques en suspension dans l'eau ou enracinées, de grandes quantités de

phytoplancton ou de périphyton ainsi que des proliférations comme les champignons d'eaux usées, ne devraient pas exister dans les zones qu'on a l'intention d'aménager pour la baignade.

La présence d'un grand nombre de moucherons et de vers aquatiques, qui peuvent survivre dans un milieu pollué, en particulier par des matières organiques (par exemple, des eaux usées), indiquerait que la qualité de l'eau ne convient probablement pas à des fins récréatives.

4.0 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

4.0 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Nous traiterons dans la présente section des caractéristiques physiques et chimiques. On trouvera les méthodes relatives à la mesure de ces paramètres dans **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association**, 1975; Environnement Canada, 1979).

4.1 pH

LIMITES MAXIMALES

Les eaux tant alcalines qu'acides peuvent causer des irritations de l'oeil; par conséquent, le pH des eaux utilisées pour des activités récréatives au cours desquelles le corps tout entier entre en contact avec l'eau devrait se situer entre 6,5 et 8,5. Si l'eau possède un pouvoir tampon très faible, des valeurs de pH comprises entre 5,0 et 9,0 devraient être acceptables.

CRITÈRES

Mood (1968) a conclu que le contact avec l'eau n'est pas naturel pour l'oeil et peut, dans certaines conditions, être très irritant. Selon lui, la solution idéale qui n'irriterait pas l'oeil aurait des propriétés physico-chimiques semblables à celles des larmes, soit un pH de 7,4, bien qu'on ait lieu de croire que dans la pratique, on préfère des solutions ophtalmologiques légèrement plus alcalines (Raber et Breslin, 1978).

Mood (1968) a fait allusion aux travaux de Johnson qui prouvent que les larmes peuvent neutraliser rapidement une solution non tamponnée ayant un pH d'à peine 3,5 ou pouvant atteindre jusqu'à 10,5. Le pouvoir neutralisant des larmes serait dépassé par des eaux fortement tamponnées. Toutefois, Mood (1968) a conclu que dans des conditions normales, il n'existe pas d'eaux non tamponnées dans la nature, c'est pourquoi d'après lui le pH des eaux ayant un faible pouvoir tampon devrait se situer entre 5,0 et 9,0.

Dillon et ses collaborateurs (1978) ont signalé que la plupart des lacs du centre sud de l'Ontario ont un pouvoir de neutralisation des acides* de 10 à 200 microéquivalents par litre (µeq/L), et que le pH de bon nombre de ces lacs est abaissé.

---

*Pour comprendre à la fois la résistance de l'eau douce à l'acidification et pour traduire les variations éventuelles du pH en critères relatifs au contact corporel, il importe de comprendre plusieurs termes qui se rapportent à l'acidité des solutions aqueuses. Le pouvoir tampon d'une solution est une mesure de la résistance de la solution à la variation du pH à la suite de l'addition d'un acide ou d'une base.

Une solution peut être bien tamponnée à n'importe quel pH. Des solutions acides ou basiques bien tamponnées devraient être plus corrosives pour l'oeil que des solutions ayant le même pH mais un pouvoir tampon plus faible.

L'alcalinité et le pouvoir de neutralisation des acides sont des facteurs connexes; ce sont des termes qui décrivent des mesures de substances chimiques en solution qui consomment des protons ou des acides. Le pouvoir de neutralisation des acides est la différence entre la somme de toutes les substances qui consomment des protons en solution et la concentration des ions hydrogène. L'alcalinité est la fraction du pouvoir de neutralisation des acides qui est attribuable aux produits de la solution de CO_2 dans l'eau. Plus particulièrement, elle est définie comme la somme de la concentration de bicarbonate (hydroxyde et deux fois le radical carbonate) moins l'ion hydrogène (Yan, 1980).

Galloway et Cowling (1978) ont établi une carte de l'Amérique du Nord illustrant les zones qui sont influencées par les pluies acides (Figure 1). Des cartes plus détaillées décrivant les zones sensibles dans certaines provinces ont été établies par le **United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants** (1979).

L'eau de deux lacs intérieurs de l'Ontario, soit le lac Clearwater (pH: 4,5 environ) ayant un pouvoir de neutralisation des acides négatif de — 40 μeq/L (Yan, 1980) et le lac Red Chalk (pH: 6,5 environ) avec un pouvoir de neutralisation de 70 μeq/L, a servi tout récemment à la réalisation d'études effectuées par Basu et ses collaborateurs (1981). Les yeux de lapins et de personnes volontaires ont été exposés à ces eaux, et on n'a observé aucune différence significative au niveau des réactions (Basu et coll., 1981). Dans tous les cas, un oeil a été exposé à de l'eau à pH faible et l'autre à de l'eau à pH plus élevé. Les yeux des humains ont été exposés

FIGURE 1. Zones de l'Amérique du Nord comprenant des lacs qui sont sensibles à l'acidification par des pluies acides.

Tiré de Galloway et Cowling (1978).

pendant des périodes de 5 minutes, et on n'a observé aucun symptôme inhabituel. Les yeux des lapins ont été exposés pendant des périodes de 15 minutes, puis on les a examinés pour voir s'il y avait une congestion de la conjonctive, une coloration de l'épithélium de la cornée par la fluorescéine, des cellules épithéliales et des leucocytes dans les larmes, des variations de la molarité des larmes et une pénétration de la fluorescéine dans la chambre antérieure. Basu a conclu que l'exposition des yeux sains à l'eau de lac dont le pH est d'à peine 4,5 n'est pas nocive pour les tissus oculaires externes.

Résumé

1. Bien qu'on n'ait observé aucun effet chez des adultes de sexe masculin et chez des lapins lorsque le pH de l'eau est de 4,5 environ, il faudra effectuer d'autres études pour confirmer ces résultats et pour déterminer les effets d'une exposition des yeux d'hommes et de femmes de différents groupes d'âge à des eaux ayant un pH de 4,0 ou peut-être même inférieur. Il faudra aussi réaliser des études pour vérifier l'effet sur les yeux d'une exposition à des eaux à pH faible ayant un pouvoir tampon plus grand.

2. Tant qu'on n'aura pas terminé ces études et qu'on n'aura pas établi les seuils de tolérance des yeux, la baignade dans des eaux dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0 devrait être considérée comme acceptable pourvu que, lorsque le pH de l'eau atteint les valeurs limites, le pouvoir tampon soit très faible.

4.2 TEMPÉRATURE

LIMITES MAXIMALES

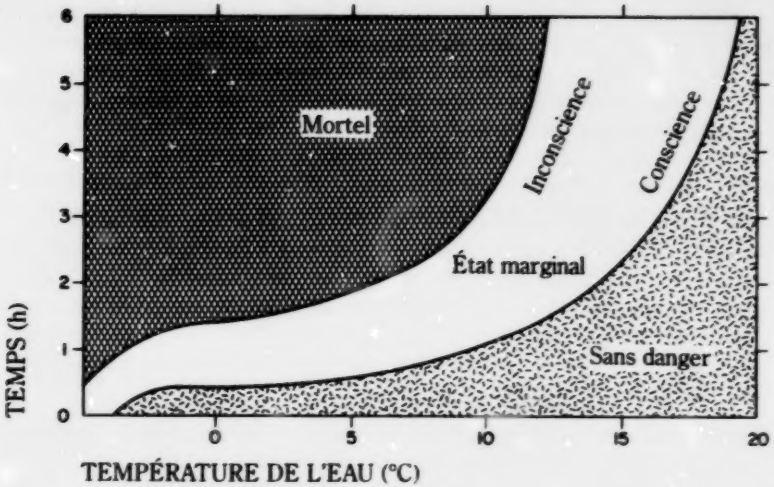
Les caractéristiques thermiques des eaux utilisées pour la baignade et la natation ne devraient pas causer une élévation ou un abaissement sensible de la température centrale chez les baigneurs et les nageurs. Des périodes prolongées d'immersion continue dans des eaux dont la température est inférieure à 15°C peuvent causer la mort de certains nageurs et imposeraient un stress extrême à tout nageur qui n'est pas revêtu d'une combinaison de plongée.

Le seuil supérieur de température devrait être de 30°C. Il est prouvé scientifiquement, qu'une immersion prolongée dans une eau dont la température dépasse 34 ou 35°C est dangereuse. Le degré de danger varie suivant la température de l'eau, le temps d'immersion et le métabolisme du nageur.

CRITÈRES

La température des eaux naturelles est un facteur important qui régit la nature et l'étendue des activités récréatives, principalement pendant les mois d'été. Les personnes qui s'adonnent à des activités récréatives sur la glace, comme le patin et la pêche, pendant l'hiver, le font en sachant très bien qu'il leur faut éviter de tomber dans l'eau. Une immersion accidentelle dans une eau dont la température a atteint le point de congélation ou presque, est dangereuse parce que le temps d'immersion mortel médian est inférieur à 30 minutes pour les enfants et la plupart des adultes (**National Academy of Sciences**, 1973, pp. 32-33, 1946) (Figure 2).

FIGURE 2. Rapport entre la température de l'eau et le temps de survie en eau froide



Adaptation de la Société royale de sauvetage du Canada (1978).

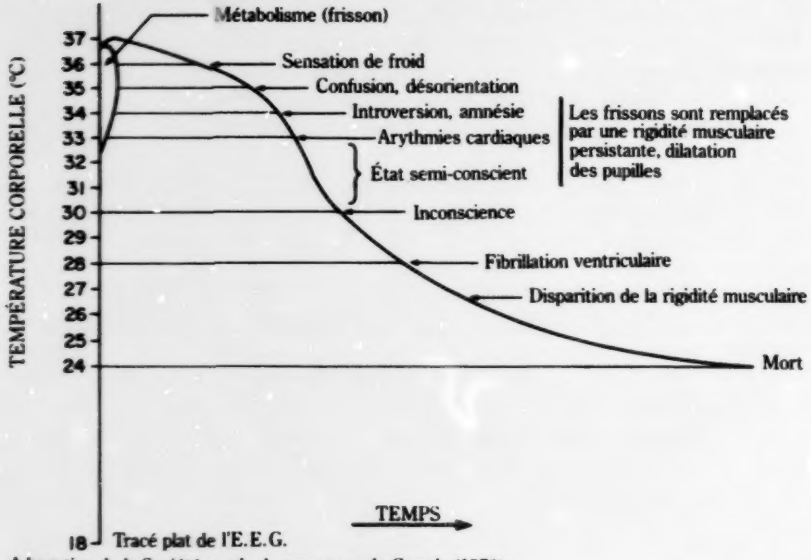
La vitesse de refroidissement du corps et l'incidence de la survie en eau froide varient beaucoup d'un individu à l'autre. La variabilité est fonction de la taille, de l'importance du tissu adipeux, d'une acclimatation antérieure, et de la condition physique dans l'ensemble. Le rapport entre la masse corporelle et la surface exposée est plus grand chez des personnes fortes et lourdes, et leur température change plus lentement que celle d'un petit enfant (Kreider, 1964).

Lorsqu'il fait froid, il importe avant tout d'essayer de conserver au corps sa température normale. Dans l'eau froide, la chaleur corporelle est perdue surtout par conduction à partir des organes internes par le tronc. L'exposition des membres joue un rôle relativement mineur au niveau de la déperdition globale de chaleur. On considère qu'un abaissement de la température corporelle entre 23 et 25°C est mortel (Figure 3.).

Dans bien des cas où l'on a attribué des décès à la noyade, c'est probablement l'exposition au froid qui avait été l'agent causal (Keatinge, 1969).

Contrairement à ce que l'on a déjà cru, l'exercice dans l'eau augmente la déperdition de chaleur corporelle et, en conséquence, diminue le temps de survie. Ceci est mis en évidence par le nombre des noyades chez des nageurs expérimentés qui ont essayé d'atteindre la rive après un naufrage, alors que ceux qui sont restés dans l'eau près du bateau ont survécu jusqu'à ce qu'on vienne à leur secours. Une étude attentive des cas de noyade effectuée par Press (1969) semble corroborer une grande partie de ce qui précède à propos à la survie en eaux froides. L'auteur a relevé 299 cas de ce genre sur 874 noyades, c'est-à-dire que 34 pour cent des noyades se sont produites dans des eaux considérées comme très froides (dont la température devait être inférieure à 20°C). De plus, parmi les gens qui ont succombé dans l'eau froide, le pourcentage le plus élevé était constitué de bons nageurs.

FIGURE 3. Signes et symptômes d'un abaissement de la température corporelle à la suite d'une immersion dans l'eau froide.



Adaptation de la Société royale de sauvetage du Canada (1978).

Dans l'échelle des températures de l'eau, le degré le plus élevé qui puisse être supporté sans danger au cours d'immersions dans un but récréatif varie d'une personne à l'autre, et semble tenir à des facteurs d'ordre psychologique plutôt que physiologique. Dans l'eau chaude, la situation n'est pas la même que dans l'eau froide et le rapport masse/surface corporelle joue en faveur des enfants. Au point de vue physiologique, ni l'adulte ni l'enfant ne subiraient une agression thermique s'il y avait une production modeste de chaleur par le métabolisme pourvu que la température de l'eau demeure inférieure à la température normale de la peau, soit 33°C (Newburgh, 1949). La vitesse à laquelle la chaleur est conduite à travers un corps humain immergé est si rapide qu'un corps au repos dans l'eau ne peut atteindre un équilibre thermique que si la température de l'eau est de 34°C environ (Beckman, 1963). La survie d'une individu submergé dans l'eau à une température supérieure à 34 ou 35°C dépend de sa tolérance à l'élévation de sa température interne et une exposition prolongée peut effectivement causer du tort. Une eau dont la température varie de 26 à 30°C est agréable pour la plupart des baigneurs pour des périodes prolongées d'exercice physique modéré.

4.3 ESTHÉTIQUE

D'après le dictionnaire Robert (1981), l'adjectif esthétique signifie "relatif au sentiment du beau" dans la nature. La beauté naturelle d'un site à vocation récréative repose non seulement sur l'absence d'éléments insupportables, mais aussi sur la présence d'éléments de l'écosystème aquatique et du terrain avoisinant comme les arbres, d'autres végétaux, les oiseaux, les mammifères, les poissons et les insectes.

Étant donné que les conditions naturelles varient énormément, il est impossible de formuler des chiffres absolus pour ajouter aux recommandations générales d'ordre descriptif qui ont toujours délimité le cadre des activités humaines dans le but de conserver et d'améliorer la qualité esthétique des eaux utilisées à des fins récréatives. Toutefois, toutes les eaux dans lesquelles on pratique des activités récréatives devraient être agréables du point de vue esthétique si les paramètres relatifs à la qualité qui ont été proposés sont respectés (Environnement Canada, 1972).

L'eau ne devrait contenir aucune substance provenant d'eaux usées ou d'autres effluents en quantité telle qu'elle nuise à l'existence d'organismes vivants ayant une valeur esthétique; par exemple:

— des matériaux qui se déposeront et formeront un sédiment désagréable;

— des débris flottants, du pétrole, de l'écume et d'autres substances;

— des substances qui confèrent à l'eau une couleur, une odeur ou un goût désagréables ou la rendent trouble;

— des substances et des conditions ou une combinaison de ces deux facteurs en proportions telles qu'il y ait production d'une vie aquatique indésirable.

L'absence de débris visibles, de pétrole, d'écume et d'autres substances résultant de l'activité humaine est strictement indispensable du point de vue esthétique. De même, les valeurs proposées à propos de la pénétration de la lumière, de la couleur et de la turbidité, doivent être mesurées de facon à ce qu'il n'y ait aucune augmentation importante par rapport à l'état naturel des choses.

4.3.1 TURBIDITÉ

LIMITES MAXIMALES

Nous proposons une limite de 50 unités de turbidité Jackson.

CRITÈRES

Puisqu'il est impossible de filtrer l'eau et d'appliquer des méthodes modernes d'épuration dans les plans d'eau naturels où l'on pratique la baignade, c'est la qualité intrinsèque de l'eau qui fait que celle-ci peut être dangereuse lorsqu'elle est trouble. Quoi qu'il en soit, il faut que les surveillants de plage et les autres personnes qui se trouvent au bord de l'eau puissent voir et reconnaître des personnes en détresse. De plus, les nageurs doivent être capables de voir assez distinctement lorsqu'ils se trouvent sous l'eau.

Depuis toujours, les mesures de la turbidité ont été effectuées à l'aide du turbidimètre à bougie de Jackson (Hach, 1972). Cet appareil ne peut être utilisé que pour mesurer des turbidités excédant 25 u.t.j. (unités de turbidité Jackson), et il convient pour mesurer les valeurs qu'on observe dans des eaux de surface naturelles et l'eau des plages fréquentées par les baigneurs. Actuellement, la méthode de choix pour mesurer la turbidité est fondée sur la néphélométrie (**American Public Health Association**, 1975). Les turbidimètres néphélométriques mesurent l'intensité de la lumière dispersée à un angle de 90° par rapport au trajet de la

lumière incidente et les mesures correspondent approximativement à celles obtenues au moyen de la méthode standard utilisant la bougie de Jackson.

La turbidité attribuable à des matières organiques présente un cas spécial; elle peut en effet être due à des microorganismes qui peuvent s'accumuler en quantités si grandes que l'eau en paraît sale et trouble. En été les efflorescences d'algues bleues dans des eaux de surface utilisées à des fins récréatives et les débris d'algues contribuent à la turbidité attribuable à des microorganismes (MacKenthun et Keip, 1970).

La turbidité de l'eau brute peut varier entre 1. U.T.N. et >1000 U.T.N. (unité de turbidité néphélométrique). Les mesures de la qualité de l'eau de ruissellement ont donné des résultats se situant entre 4,8 U.T.N. et 130 U.T.N., pendant la première heure, lors d'un pluie sur un milieu urbain (**Municipal Environmental Research Laboratory**, 1978). Dans la zone quiescente d'une plage utilisée pour la baignade ou d'un étang artificiel, une turbidité proche de 50 U.T.J. devrait être considérée comme acceptable pour la plupart des utilisations de l'eau à des fins récréatives, y compris la navigation de plaisance et la baignade.

La turbidité naturelle de certaines eaux où se pratiquent la baignade et la natation est souvent si forte que la visibilité dans l'eau est dangereusement réduite. Pourvu que tous les autres critères soient satisfaits, on peut s'y baigner à condition de supprimer d'abord les dangers existant sous la surface et que la profondeur de l'eau soit indiquée clairement au moyen d'indications faciles à comprendre (**National Academy of Sciences**, 1973, pp. 11-12).

4.3.2 LIMPIDITÉ ET PÉNÉTRATION DE LA LUMIÈRE

LIMITES MAXIMALES

L'eau doit être suffisamment limpide pour qu'un disque de Secchi y soit visible à au moins 1,2 mètre de profondeur.

CRITÈRES

Il est important que l'eau dans laquelle on pratique la baignade et la natation soit suffisamment limpide pour qu'on puisse en évaluer la profondeur, distinguer facilement les dangers qui se trouvent sous la surface et repérer les nageurs ou les plongeurs qui pourraient être en difficulté. La limpidité n'est pas uniquement un facteur de sécurité; une eau claire rend beaucoup plus agréable la fréquentation du milieu aquatique. Plus l'eau est claire, plus on est tenté de s'y baigner (**National Academy of Sciences**, 1973, pp. 32-33).

Dans le cas des eaux avec lesquelles les utilisateurs entrent en contact direct, la limpidité devrait être telle qu'un disque de Secchi y soit visible à une profondeur minimale de 1,2 mètre (Environnement Canada, 1972). Dans les endroits où l'on enseigne la natation, la limpidité doit être telle qu'on puisse voir un disque de Secchi posé sur le fond. Dans les endroits où l'on plonge, la limpidité doit correspondre aux normes de sécurité minimales, en fonction de la hauteur du tremplin ou du plongeoir (**National Technical Advisory Committee**, 1968).

Le disque de Secchi est un dispositif utilisé pour mesurer la visibilité dans l'eau à différentes profondeurs. La surface d'un disque de métal de 20 cm de diamètre est divisée en quatre quadrants et peinturée de façon que deux quadrants directement opposés l'un à l'autre soient noirs et les deux autres, blancs. Lorsqu'on le suspend à

différentes profondeurs dans l'eau au moyen d'un fil gradué, le point où il disparaît indique la limite de visibilité. On le remonte alors jusqu'à ce qu'il réapparaisse, et la moyenne des deux profondeurs est la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi.

Dans les eaux naturelles, les principaux facteurs qui influent sur la profondeur à laquelle la lumière pénètre comprennent des végétaux et des animaux microscopiques en suspension, des particules minérales en suspension, des colorants qui teintent l'eau, des mousses de produits détergents, des nappes denses de débris flottants et en suspension; ils interviennent seuls ou en combinaison.

4.3.3 COULEUR

LIMITES MAXIMALES

L'objectif qui doit être visé en ce qui concerne la couleur de l'eau utilisée à des fins récréatives dépend dans une large mesure des préférences des baigneurs et il est impossible de fixer une valeur absolue. La couleur ne doit pas être intense au point qu'elle nuise à la visibilité dans les zones où l'on pratique la natation. Une limite maximale de 100 unités Pt-Co a été proposée par Environnement Canada (1972), mais sans données à l'appui. (Une valeur maximale acceptable de 15 unités Pt-Co est proposée par Santé et Bien-Être social Canada (1978a) en ce qui concerne l'eau de boisson pour des raisons d'ordre esthétique).

CRITÈRES

Description

Il existe deux mesures de la coloration de l'eau, soit la coloration vraie et la coloration apparente. La coloration vraie de l'eau naturelle est la couleur de l'eau dont on a éliminé la turbidité (c'est-à-dire de l'eau filtrée) (**American Public Health Association**, 1975).

Les minéraux naturels donnent à l'eau sa couleur vraie: par exemple, le carbonate de calcium, dans des régions calcaires, confère à l'eau une couleur verdâtre, l'hydroxyde ferrique, une couleur rouge. Des substances organiques, le tanin, la lignine et des acides humiques provenant de la décomposition de végétaux donnent également une coloration vraie à l'eau (Reid et Wood, 1976).

La coloration apparente de l'eau est généralement due à la présence de particules colorées, au jeu de la lumière sur des particules en suspension et à des facteurs tels que la réflexion du fond ou du ciel. Des algues bleues (vivantes) en grande quantité, donnent à l'eau une teinte verdâtre, foncée; les diatomées confèrent à l'eau une couleur jaunâtre ou brun-jaune. Il existe des algues qui peuvent donner à l'eau une coloration rouge, et parfois, le zooplancton, en particulier des microcustacés, peuvent teinter l'eau en rouge.

Pour mesurer la coloration vraie de l'eau, il faut la filtrer ou la centrifuger afin d'éliminer les sources de couleur apparente. La coloration vraie est mesurée à l'aide de l'échelle platine-cobalt (les unités sont les unités platine-cobalt); les valeurs, très faibles dans les lacs à eau claire, peuvent atteindre plus de 300 unités dans le cas des eaux très foncées des tourbières (Reid et Wood, 1976). La couleur apparente est une qualité d'ordre esthétique et ne peut pas être quantifée.

Bon nombre d'auteurs ont traité de la question de la couleur conférée par des composés organiques. Selon Black et Christman (1963), la coloration de l'eau serait due en grande partie à la présence de particules colloïdales de 3,5 à 10 nm de diamètre. Cette observation a été corroborée par Schindler et Alberts (1974). Les substances humiques sont des composés de poids moléculaires élevés allant de plusieurs centaines à des dizaines de milliers (Schnitzer et Khan, 1972) qui résistent à la décomposition par les bactéries (Felbeck, 1965; Christman et Ghassimi, 1966). Ces composés sont le résultat de réactions de polymérisation et de synthèse bactérienne qui modifient les substances végétales comme la lignine (Flaig, 1964; Felbeck, 1971).

Il est possible que la coloration des lacs ne soit pas uniforme de la surface jusqu'au fond; la coloration peut également changer de façon périodique. Une augmentation des ruissellements de surface apporte de grandes quantités de substances inorganiques et organiques. La prolifération du phytoplancton en été ou au début de l'automne donne aux lacs une turbidité verte qui disparaît plus tard. Une exposition à la lumière pâlit certaines couleurs dans les eaux naturelles; cette réaction varie en fonction de la transparence.

En général, un lac riche et hautement productif peut paraître jaune ou gris-bleu ou brun à cause des quantités de matières organiques qu'il contient, et les lacs moins productifs ont d'habitude une couleur bleue ou verte due à l'absorption différentielle de la lumière et à la dispersion des différentes longueurs d'onde (Ruttner, 1963; Reid et Wood, 1976).

La coloration des cours d'eau dépend des mêmes facteurs que celle des lacs, mais on n'y trouve pas une aussi grande diversité. Le cours supérieur de la plupart des ruisseaux et des rivières est caractérisé par une eau claire, sauf pendant la saison des crues, à cause de l'absence de vrai plancton. D'ordinaire, les cours d'eau qui drainent des marais sont colorés par des substances végétales dissoutes, comme du tanin par exemple.

L'irrigation et de nombreux effluents industriels contribuent à la fois à la coloration vraie et à la coloration apparente de l'eau réceptrice.

On ne comprend pas très bien ce qui cause la coloration de l'eau de mer, mais il est certain que les substances dissoutes y contribuent. La couleur bleue de la mer résulte de la dispersion de la lumière par les molécules d'eau, comme dans les eaux intérieures. Des détritus en suspension et des organismes vivants donnent une coloration qui va du brun au vert en passant par le rouge. Dans les estuaires l'eau n'est pas aussi brillamment colorée qu'au large, les couleurs plus sombres résultent de la turbidité élevée qu'on observe habituellement dans ces endroits (Reid et Wood, 1976).

La coloration de l'eau influe sur la vie aquatique, mais nous ne traiterons pas de ce sujet dans le présent document. En ce qui concerne les activités récréatives, les principaux effets de la coloration de l'eau se font sentir sur le plan de l'esthétique et de la sécurité. La couleur esthétique de l'eau ne peut pas être évaluée quantitativement puisque chacun peut avoir sa préférence. Une eau très sombre restreint la visibilité pour les nageurs et les personnes qui veillent à leur sécurité. Dans le cas des eaux utilisées à des fins récréatives, il est souhaitable que la couleur naturelle de l'eau ne soit pas altérée par l'intervention de quelque manière.

4.3.4 HUILE ET GRAISSES

LIMITES MAXIMALES

La teneur en huile ou en produits pétrochimiques ne doit pas être telle

a) qu'elle forme un film visible ou des reflets ou encore qu'elle colore la surface;
b) qu'elle puisse être décelée à l'odeur;
c) qu'elle puisse former sur les rives et sur les fonds des dépôts et des sédiments visibles ou décelables à l'odeur (**International Joint Commission**, 1977).

CRITÈRES

La contamination des eaux utilisées à des fins récréatives par des substances huileuses peut être attribuable à des causes naturelles ou à l'intervention de l'homme. Certaines huiles sont d'origine naturelle comme le suintement de dépôts d'huile naturels sous l'eau, ou elles proviennent de la dégradation de certaines matières. Des populations biologiques naturelles peuvent libérer des composés lipidiques qui peuvent former des nappes naturelles.

La contamination issue des activités de l'homme est la plus inquiétante. Elle peut venir de nombreuses sources telles que le déversement de déchets industriels, le ruissellement des routes, des dépôts d'hydrocarbures résiduels provenant des échappements des bateaux à moteur, du rejet du contenu des réservoirs de mazout des bateaux, soit accidentellement ou volontairement et enfin des naufrages.

La méthode d'analyse de l'huile et des graisses (seuil de détection: 1,0 mg/L) ne donne qu'une idée sommaire de la quantité présente et les différents composés ne peuvent pas être identifiés (Environnement Canada, 1979).

Résumé

Il est très difficile d'établir des critères en ce qui concerne l'huile et les graisses étant donné que les mélanges appartenant à cette catégorie sont très complexes.

La présence de substances huileuses rend l'eau repoussante; elles peuvent dégager une odeur, encrasser le matériel ou se coller au corps des baigneurs et à la rive, mais il est possible que des vacanciers y pratiquent encore des activités récréatives là où la contamination est faible. Les substances huileuses, lorsqu'elles sont ingérées, absorbées par la peau ou inhalées à l'état de vapeur sont relativement peu toxiques sauf dans le cas des substances aromatiques (Gage, 1924). De très petites quantités d'huile et de graisse peuvent conférer à l'eau des odeurs et une apparence désagréables.

5.0 ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE MICROBIOLOGIQUE

5.0 ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE MICROBIOLOGIQUE

5.1 Échantillonnage

La recherche et la numération des coliformes fécaux est la méthode la plus largement acceptée en matière de surveillance de la contamination fécale dans les eaux utilisées à des fins récréatives. La limite maximale proposée précise une moyenne géométrique ne dépassant pas 200 coliformes fécaux/100 mL à partir d'une série d'au moins 5 échantillons prélevés au cours d'une période de 30 jours (Section 3.1.1). La numération des streptocoques fécaux a été utilisée comme paramètre accessoire pour établir le rapport entre les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux en tant qu'indicateur de la source de contamination fécale (Section 3.1.2). Les numérations de coliformes totaux ne sont pas proposées dans les recommandations relatives à la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives, mais il peut être bon, à l'occasion, de rechercher la présence de ces organismes pour établir le dossier d'un site ou dans le cadre d'enquêtes sur la qualité de l'eau effectuées par des spécialistes de l'environnement (Section 3.1.3).

La présence d'organismes pathogènes, comme par exemple *Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Candida albicans, Salmonella, Shigella* ou de virus, dans des eaux utilisées à des fins récréatives représente une menace pour la santé des baigneurs. Un échantillonnage est nécessaire lorsqu'on constate des cas de maladies véhiculées par l'eau parmi les baigneurs, ou lorsqu'il faut évaluer les dangers qui peuvent exister au niveau de plages très fréquentées, en particulier pendant les périodes d'étiage et quand la température est chaude. La recherche de pathogènes ne devrait être effectuée que par des laboratoires bien équipés et dotés d'un personnel compétent.

Il est très important que les échantillons d'eau pour les analyses microbiologiques soient recueillis de la façon la plus aseptique possible, qu'ils soient refrigérés sur le champ, transportés au laboratoire et analysés sans retard. La recherche des coliformes fécaux doit être effectuée suivant l'une des deux méthodes officielles, soit la technique de la fermentation en tubes multiples (NPP) ou la technique de la membrane filtrante (MF). Puisque, à l'heure actuelle, aucune limite n'a été fixée en ce qui concerne les microorganismes pathogènes, chaque laboratoire est libre de choisir les méthodes d'isolement qui conviennent le mieux aux conditions locales. On trouvera dans **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (**American Public Health Association**, 1975) et les manuels publiés par la Direction des eaux intérieures (Environnement Canada, 1978, 1980) et l'**Environmental Protection Agency** des États-Unis (1978a), des instructions détaillées au sujet de la collecte des échantillons, de la préparation des milieux de culture et des épreuves pour l'analyse microbiologique.

La plupart des méthodes employées pour l'analyse microbiologique des eaux douces conviennent également pour l'eau salée (**American Public Health Association**, 1975), mais il est parfois impossible d'utiliser des membranes filtrantes dans le cas de l'eau de mer, à cause de sa trop grande turbidité.

5.1.1 Fréquence de l'échantillonnage

La surveillance systématique des eaux utilisées à des fins récréatives devrait comprendre le prélèvement d'au moins cinq échantillons par mois à chaque endroit. Les plages très fréquentées devraient être échantillonnées plus souvent; les échantillons devraient alors être prélevés aux endroits et aux moments où le nombre des baigneurs est le plus élevé. La **United States Environmental Protection Agency** (1978a) recommande un échantillonnage quotidien, de préférence dans l'après-midi, comme fréquence idéale pendant la saison estivale. Il faut inclure dans le calendrier d'échantillonnage, les fins de semaine et les jours fériés, de même que des périodes où l'on peut s'attendre à une très forte pollution, c'est-à-dire les périodes où il y a ruissellement d'eaux pluviales, dérivations d'eaux usées, des vents violents venant du large qui remuent les sédiments de fond, etc. Dans l'eau des estuaires et des plages maritimes, il faut prélever les échantillons à marée haute, à mer étale et à marée basse pour établir un cycle de qualité de l'eau.

Lorsqu'un seul échantillon contient plus de 400 coliformes fécaux/100 mL, il faut effectuer un nouvel échantillonnage au même site en prélevant un nombre suffisant d'échantillons pour déceler les sources possibles de pollution. La plupart des sites auront été relevés au cours de l'enquête sanitaire effectuée au début de la saison (Section 2.0).

5.1.2 Contenants pour les échantillons

Les échantillons pour l'analyse microbiologique doivent être recueillis dans des bouteilles stériles, à goulot large, d'une contenance de 200 ou de 500 mL, en verre ou en plastique non toxique résistant à la chaleur, et se fermant par un bouchon vissé. La bouteille fermée doit être recouverte de papier kraft ou d'un feuil d'aluminium fixé avec de la ficelle ou un élastique avant d'être stérilisée. Il n'est pas nécessaire d'ajouter un agent de déchloration (thiosulfate de sodium) dans le cas des eaux naturelles.

5.1.3 Conservation et entreposage des échantillons

Les échantillons d'eau doivent être analysés le plus tôt possible après leur prélèvement. Pour le transport des échantillons au laboratoire, il faut placer les bouteilles dans une glacière contenant de la glace fondante, mais éviter une immersion totale dans l'eau à cause du risque de contamination. On ne congèle jamais les échantillons. S'il faut utiliser des sacs frigorifiques, il faut éviter de les mettre en contact direct avec les bouteilles pour prévenir la congélation du contenu des bouteilles. Leur entreposage à la noirceur dans ces conditions (ou entre 4 à 5°C au réfrigérateur) diminue les problèmes de prolifération et de mortalité pour une période allant jusqu'à 30 heures après le prélèvement. Si les résultats des analyses doivent être utlisés pour une poursuite en justice, les échantillons doivent être livrés au laboratoire dans les six (6) heures qui suivent leur prélèvement et analysés dans les deux (2) heures qui suivent leur réception (**American Public Health Association**, 1975) avec preuve de possession continue.

5.1.4 Méthode d'échantillonnage

Les échantillons d'eau provenant de plages fréquentées par des baigneurs

doivent être prélevés dans des endroits représentatifs à chaque site, y compris la zone où les baigneurs sont le plus nombreux et en amont des zones périphériques où des canaux naturels ou artificiels peuvent déverser des eaux pluviales, des effluents de fosses septiques ou des eaux de ruissellement provenant de dépotoirs. Les échantillons doivent être prélevés et analysés séparément. Les échantillons composites ne conviennent pas au but visé.

a) **Prélèvement des échantillons à la main.** Il faut enlever le revêtement protecteur de la bouteille et la déboucher; tenir la bouteille d'une main, près de la base, et la plonger dans l'eau le goulot vers le bas; pencher légèrement la bouteille vers le haut pour déloger l'air et, pendant qu'elle se remplit, la pousser en avant, contre le courant, en l'éloignant du bateau ou de la plateforme d'échantillonnage (si on en utilise une) pour éviter la contamination. L'échantillonnage doit être effectué à une profondeur de 15 à 30 cm (6 à 12 pouces) sous la surface, dans une eau dont la profondeur varie de 1,0 à 1,5 m.

b) **Prélèvement d'échantillons au moyen d'un dispositif d'échantillonnage**, comme par exemple en retournant un dispositif d'échantillonnage instantané (Environnement Canada, 1978) ou un porte-bouteille à ressort sur une tige d'au moins 1 m de long. Il faut enlever le couvercle et placer la bouteille dans le porte-bouteille de la façon recommandée et recueillir l'échantillon, en faisant le même mouvement que pour recueillir un échantillon à la main et en dirigeant la bouteille en amont, en l'éloignant de l'échantillonneur.

Une fois la bouteille sortie de l'eau, il faut verser une petite quantité de l'échantillon de façon à laisser une couche d'air de 2,5 à 5 cm (1 à 2 pouces) au-dessus de l'échantillon afin qu'on puisse le mélanger avant d'effectuer l'analyse. On remet ensuite le bouchon et on couvre la bouteille; on l'étiquette et on la place dans la glacière.

5.2 Techniques microbiologiques

5.2.1 Coliformes fécaux et coliformes totaux

La quatorzième édition de **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association**, 1975) contient deux méthodes officielles de numération des coliformes fécaux, soit: la technique de fermentation en tubes multiples (NPP) et la technique de la membrane filtrante (MF).

a) **Fermentation en tubes multiples ou technique du nombre le plus probable (NPP).** Cette technique n'est pas une numération véritable des coliformes ou d'autres bactéries; c'est une méthode statistique qui permet d'obtenir un indice, soit le nombre le plus probable de bactéries présentes dans l'échantillon à l'étude. On prend deux séries de tubes (en général cinq) dont l'une sert de témoin; on ensemence l'autre série avec des quantités décimales d'échantillon et on les examine après un séjour de 48 heures dans une étuve à 35°C (coliformes totaux) pour voir s'il y a eu production de gaz. Les tubes positifs sont repiqués dans un milieu EC et portés à l'étuve à 44,5°C pendant 24 heures. L'apparition de gaz en deçà de 24 heures est considérée comme une réaction positive, signe de la

présence de coliformes d'origine fécale. Le nombre de tubes positifs par dilution est comparé à un tableau des "NPP" qui donne un indice exprimé comme le Nombre le plus probable de coliformes totaux ou fécaux par 100 mL d'échantillon.

La méthode exige beaucoup de temps, de grandes quantités de milieu de culture et beaucoup de verrerie et d'espace dans les étuves, il faut en outre attendre 72 heures pour avoir une confirmation. La technique du NPP a été remplacée en grande partie par la technique de la membrane filtrante, sauf dans le cas des eaux troubles, de l'eau soupçonnée de contenir des organismes nocifs et comme méthode de référence.

b) **Technique de la membrane filtrante.** Dans cette méthode, les bactéries sont énumérées directement. L'eau (en général 100 mL) passe à travers un filtre qui retient les bactéries; le filtre est déposé sur la surface d'un milieu approprié (un milieu m-FC pour les coliformes fécaux) et mise à incuber. Après une incubation de 24 heures dans un bain-marie à 44,5°C, on compte les colonies bleues caractéristiques des coliformes fécaux, et leur nombre est enregistré comme le nombre de coliformes fécaux par 100 mL d'échantillon. Il peut être nécessaire de diluer l'échantillon pour éviter d'obtenir un trop grand nombre de colonies sur la membrane.

La technique de la membrane filtrante présente divers avantages: ses résultats sont très reproductibles; elle est rapide, facile à appliquer; elle requiert peu d'espace, de travail et de matériel et permet d'analyser de grandes quantités d'eau. Si on se sert d'un matériel portatif, cette technique peut être appliquée directement sur place.

L'utilisation très répandue de la technique de la membrane filtrante a mis au jour quelques problèmes d'importance. De nombreux chercheurs ont constaté qu'il existe des différences très importantes entre différentes marques de membranes à l'égard de leur capacité de récupérer les coliformes totaux et les coliformes fécaux à partir tant de cultures pures que d'eaux naturelles. Tobin et Dutka (1977) ont passé en revue les publications sur le sujet et effectué une étude comparative portant sur neuf membranes filtrantes d'usage courant, lesquelles d'après les déclarations des fabriquants pouvaient être utilisées pour la numération des coliformes totaux et des coliformes fécaux. Ils ont conclu que les membranes filtrantes n'avaient pas toutes la même capacité de récupérer les bactéries contenues dans des échantillons d'eau et ils ont réclamé une normalisation. Ces auteurs ont constaté que ce sont les nouveaux types de filtre qui ont des pores plus grandes à leur surface et un débit plus rapide qui permettent de récupérer le plus grand nombre de bactéries.

Chaque laboratoire devrait choisir une marque et un numéro de lot pour les membranes filtrantes et le milieu m-FC qu'il utilisera pendant toute la saison. De cette façon, les variations de numération attribuables aux différences entre les marques pourraient être évitées. Des études récentes (**American Public Health Association**, 1975; Presswood et Strong, 1978) ont révélé que l'élimination de l'acide rosolique contenu dans le milieu m-FC permet de récupérer plus de coliformes et rend plus facile le comptage des colonies bleues caractéristiques. Toutefois, il faut effectuer des épreuves comparatives dans les conditions locales, avant d'éliminer l'acide rosolique du milieu m-FC.

De nombreuses études ont montré que, sans compter la question des différences entre les filtres de différentes marques, la technique du nombre le plus probable donne souvent de meilleures récupérations de coliformes que la technique de la

membrane filtrante. Certains auteurs (Bissonette et coll., 1975, 1977) prétendent que le bouillon lactosé utilisé dans la technique du nombre le plus probable (NPP) offre un milieu qui convient mieux à la réparation et à la croissance des cellules de coliformes lésées ou ayant subi un stress physiologique que le milieu sélectif et la membrane de la technique MF. La salinité, le manque d'éléments nutritifs et les écarts de température sont les principaux facteurs qui agressent les coliformes. Dutka et Tobin (1976) ont comparé l'efficacité de quatre méthodes de numération des coliformes fécaux provenant de diverses sources. Il se peut bien, d'après les résultats de leurs expériences, qu'il n'existe pas de méthode universelle pour la numération des coliformes et que les conditions locales puissent influer fortement sur le succès d'une méthode donnée. Toutefois, malgré le problème posé par les coliformes agressés, la technique de la membrane filtrante est probablement assez précise pour révéler les petites différences qui peuvent exister au niveau de l'indice de pollution dans une zone qui est échantillonnée régulièrement.

5.2.2 Streptocoques fécaux

Dans les eaux utilisées à des fins récréatives, pour la numération des streptocoques fécaux, on a généralement recours à la technique de la membrane filtrante qui convient tant à l'eau douce qu'à l'eau salée. L'**American Public Health Association** (1975), ainsi que les manuels de la Direction des eaux intérieures (Environnement Canada, 1978) et de la **United States Environmental Protection Agency** (1978a) recommandent l'utilisation de la gélose KF, mais Pagel et Hardy (1979), du ministère de l'Environnement de l'Ontario, ont constaté que la gélose m-Enterococcus donne des numérations plus élevées et une meilleure spécificité. Il vaudrait mieux employer la méthode du NPP pour analyser les eaux très troubles et celles qui contiennent des effluents d'eaux usées chlorées (**American Public Health Association**, 1975).

5.2.3 Candida albicans

Buck et Bubucis (1978) ont mis au point une nouvelle technique de filtration sur membrane pour la numération des *Candida albicans* dans les eaux naturelles, technique qui peut être utilisée pour la surveillance systématique de l'environnement (Section 3.2.1).

5.2.4 Pseudomonas aeruginosa

Il existe diverses techniques de numération et d'isolement de *Pseudomonas aeruginosa* dans les eaux naturelles. La technique du NPP (**American Public Health Association**, 1975; Environnement Canada, 1978) exige des périodes d'incubation prolongées (de 4 à 10 jours) et une épreuve de confirmation des tubes que l'on croit positifs. Il peut arriver qu'on obtienne des tubes faussement négatifs parce que *P. aeruginosa* se trouve en petite quantité et que d'autres microorganismes dans l'eau se multiplient plus facilement ou parce que certaines souches de *P. aeruginosa* ne produisent pas de pigment fluorescent. Levin et Cabelli (1972) ont décrit une technique de membrane filtrante qui serait plus efficace et plus précise que la technique NPP pour réanimer et dénombrer les *P. aeruginosa* contenus dans des eaux modérément polluées; l'épreuve au complet ne demande que 48 heures. Dutka et Kwan (1977) ont confirmé ces observations, et ils ont accru la sensibilité

de l'épreuve en modifiant légèrement le milieu mPA et en portant les tubes à l'étuve pendant une période de 3 à 4 jours. Brodsky et Ciebin (1978) ont modifié encore davantage le milieu mPA, et ils ont signalé des récupérations de *P. aeruginosa* comparables à celles de Dutka et Kwan et dans les limites de confiance de la technique NPP, après seulement 24 heures d'incubation.

Toutefois, si on analyse des eaux troubles ou des sédiments, il faut employer la technique NPP. En se servant de cette technique, Seyfried (1973) a obtenu des récupérations plus fortes de *P. aeruginosa* dans les sédiments que dans les eaux ambiantes.

5.2.5 Salmonella et Shigella

Il existe, pour l'isolement des *Salmonella* et des *Shigella* dans l'eau, de nombreuses méthodes ayant recours à la concentration et à l'enrichissement, puis à l'identification par des méthodes standard ou le dépistage par la technique des anticorps fluorescents (AF). Les techniques les plus souvent utilisées, par exemple la technique du tampon de gaze, la technique de filtration d'un échantillon de 200 litres ou la filtration sur membrane, sont décrites en détail dans le manuel de l'**American Public Health Association** (1975) et le manuel de la Direction des eaux intérieures (Environnement Canada, 1978). Certains chercheurs ont signalé des taux de récupération de *Salmonella* plus élevés à partir des sédiments de fonds qu'à partir des eaux de surface (Hendricks, 1971; Van Donsel et Geldreich, 1971; Seyfried, 1975).

5.2.6 Staphylococcus aureus

L'**American Public Health Association** (1975) indique une technique expérimentale de filtration sur membrane pour les *Staphylococcus aureus*, et Seyfried (1973) a employé une méthode de pré-enrichissement pour récupérer les *S. aureus* présents dans des sédiments. Une nouvelle technique MF a été proposée pour l'eau des piscines (Alico et Dragonjac, 1978) et elle s'est montrée utile pour la numération de cet organisme dans les eaux utilisées à des fins récréatives (Seyfried, 1980).

5.2.7 Virus

Les méthodes de concentration et d'isolement des virus présents dans de grands volumes d'eau douce (Wallis et coll., 1972; Sattar, 1978a) et d'eau de mer (Payment et coll., 1976) ont été normalisées dans une certaine mesure (**American Public Health Association**, 1975), de sorte qu'il est possible de surveiller les eaux utilisées à des fins récréatives à ce point de vue si des données épidémiologiques en indiquent la nécessité.

BIBLIOGRAPHIE

Ahearn D.G. (1973) Effects of environmental stress on aquatic yeast populations. *In* Estuarine Microbiol. Ecology. Stevenson L.H. and Colwell R.R. (eds.) University of South Carolina Press, Columbia, pp. 433-439.

Ahearn D.G. (1974) Identification and ecology of yeasts of medical importance. *In* Opportunistic Pathogens. Prier J.E. and Friedman H. (eds.) University Park Press, Baltimore, pp. 129-146.

Ahearn D.G. (1978) Medically important yeasts. Ann. Rev. Microbiol. 32, 59-68.

Ahearn D.G., Roth F.J. Jr. and Meyers D.P. (1968) Ecology and characteristics of yeasts from aquatic regions of South Florida. Mar. Biol. 1, 291-308.

Alberta Environment (1977) Surface Water Quality Objectives. Water Quality Branch, Alberta Environment.

Alico R. et Dragonjac M. (1978) *Staphylococcus aurrus* as an indicator of swimming pool water quality. Abstracts of the Annual Meeting of the American Society of Microbiology 1978, p. 211.

American Public Health Association (1975) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters. 14th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Andre D.A., Weiser H.H. et Maloney G.W. (1967) Survival of bacterial enteric pathogens in farm pond water. J. Amer. Water Works Assoc. 59, 503-508.

Anjaneyulu G., Banerji S.C. et Indrayan A. (1976) A study of the comparative values of coliform and faecal streptococci as presumptive pollution indicator in rural drinking water. Indian J. Med. Res. 64, 1035-1040.

Anon (1974) Shigellosis associated with swimming in the Mississippi River. Morbid. Mortal. Weekly Report 23, 398-399.

Aziz K.M.S. (1974) Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, *Microcystis aeruginosa* Kützing. Science 183, 1206-1207.

Barica J. (1975) Collapses of algal blooms in prairie pothole lakes: their mechanism and ecological impact. Verh. Internat. Verein Limnol. 19, 606-615.

Bastien J.A.P., Vanderwint J., Beauchamp M., Toxopeus R. et Tennant A.D. (1974) Bacteriological Water Quality, Gatineau Park Beaches, Commission de la capitale nationale 1974. Environnement Canada, Rapport de surveillance EPS-5-OR-74-1.

Basu P.K., Avaria M. et Hasany S.M. (1981, Article en préparation) Acid rain and the eye, exposure of the eyes to acidic lake waters. University of Toronto, Department of Ophthalmology.

Beckman E.L. (1963) Thermal protection during immersion in cold water. *In* Proceedings 2nd Symp. on Underwater Physiology. Lambertson C.J. and Greenbaum L.J. (eds.) National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 247-266.

Bell J.B., Zaal J.F.J., Macrae W. et Vanderpost J.M. (1978) A Bacteriological Study of the North Saskatchewan River in the Reaches from Prince Albert to Nipawin, Saskatchewan. Environment Canada, Surveillance Report EPS-5-NW-78-5.

Beneke E.S. et Rogers A.L. (1970) Medical Mycology Manual. Burgess Publishing Co., Minneapolis, Minn. 226 pp.

Benenson A.S. (1970) Control of Communicable Diseases in Man. American Public Health Association, New York, 11th Edition, pp. 218-220.

Berg G. (1978) The indicator system. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 1-13.

Berg G. et Metcalf T.G. (1978) Indicators of viruses in waters. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 267-296.

Bissonette G.K., Jezeski J.J., McFeters G.A. et Stuart D.G. (1975) Influence of environmental stress on enumeration of indicator bacteria from natural waters. Appl. Environ. Microbiol. 29, 186-194.

Bissonette G.K., Jezeski J.J., McFeters G.A. et Stuart D.G. (1977) Evaluation of recovery methods to detect coliforms in water. Appl. Environ. Microbiol. 33, 590-595.

Black A.P. et Christman R.F. (1963) Characteristics of colored surface waters. J. Am. Wat. Works Assoc. 55:897-912. Cited in Schindler J.E. and Alberts J.J. (1974).

Black A.P., Keirin M.A., Smith J.J., Dykes G.M. et Harlan W.E. (1970) The disinfection of swimming pool water. II - A field study of the disinfection of public swimming pools. Am. J. Public Health 60, 740.

Boyd W.L. et Boyd J.W. (1962) Viability of thermophiles and coliform bacteria in Arctic soils and water. Can. J. Microbiol. 8, 189-192.

Brisou J. (1975) Les levures et champignons du milieu marin. Bull. Soc. Fr. Mycol. Med. 4, 159-162.

Brodsky M.H. et Ciebin B.W. (1978) Improved medium for recovery and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* from water using membrane filters. Appl. Environ. Microbiol. 36, 36-42.

Brown C. et Seidler R.J. (1973) Potential pathogens in the environment: *Klebsiella pneumoniae*, a taxonomic and ecological enigma. Appl. Microbiol. 25, 900-904.

Brown H.J. et Tracey P.M. (1980) Personal communication.

Bryan J.A., Lehmann J.D., Setiady I.F. et Hatch M.H. (1974) An outbreak of hepatitis-A associated with recreational lake water. Amer. J. Epidemiol. 99, 145-154.

Buck J.D. (1977) *Candida albicans*. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. et Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 139-147.

Buck J.D. (1978) Comparison of *in situ* and *in vitro* survival of *Candida albicans* in seawater. Microbial Ecology 4, 291-302.

Buck J.D. et Bubucis P.M. (1978) Membrane filter procedure for enumeration of *Candida albicans* in natural waters. Appl. Environ. Microbiol. 35, 237-242.

Burger A. (1980) Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. Communications personnelles.

Cabelli V.J. (1977) Indicators of recreational water quality. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 222-238.

Cabelli V.J. (1979) Evaluation of recreational water quality, the EPA approach. *In* Biological Indicators of Water Quality. James A. et Evison L. (eds.) Wiley-Interscience, London, pp. 14-1 to 14-23.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Levin M.A. et Haberman P.W. (1976a) The impact of pollution on marine bathing beaches. An epidemiological study. Limnol. Oceanogr. Special Symp. 2, 424-432.

Cabelli V.J., Kennedy H. et Levin M.A. (1976b) *Pseudomonas aeruginosa* - fecal coliform relationship in estuarine and fresh recreational waters. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 367-376.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Levin M.A., McCabe L.J. et Habermann P.W. (1979) Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches. Amer. J. Public Health 69, 690-696.

Cabelli V.J., Levin M.A., Dufour A.P. et McCabe L.J. (1975) The development of criteria for [illegible] waters. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L.H. London, pp. 63-73.

Carmichael W. et Gorham P.R. (1978) Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 21, 285-295.

Cherry W.B., Hanks J.B., Thomason B.M., Murlin A.M., Biddle J.W. et Croom J.M. (1972) Salmonellae as an index of pollution of surface waters. Appl. Microbiol. 24, 334-340.

Christman R.F. et Ghassimi M. (1966) The nature of organic colour in water. Univ. Wash. Coll. Eng. Dep. Civ. Eng. 45 pp. Cited in Giesy J.P. and Briese L.A. (1977).

Clark J.A. et Pagel J.E. (1977) Pollution indicator bacteria associated with municipal raw and drinking water supplies. Journal canadien de microbiologie 23, 465-470.

Claudon D.G., Thompson D.I., Christenson E.H., Lawton G.W. et Dick E.C. (1971) Prolonged *Salmonella* contamination of a recreational lake by runoff waters. Appl. Microbiol. 21, 875-877.

Clausen E.M., Green B.L. et Litsky W. (1977) Fecal Streptococci: Indicators of pollution. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. et Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 247-264.

Cohen J. et Shuval H.I. (1973) Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution. Water Air Soil Pollut. 2, 85-95.

Committee of the Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers (1975) Recommended Standards for Bathing Beaches. Health Education Service, Albany, N.Y.

Craun G.F. (1976) Microbiology-waterborne outbreaks. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1378-1397.

Craun G.F. (1978) Impact of the coliform standard on the transmission of disease. *In* Evaluation of the Microbiology Standards for Drinking Water. Hendricks C.W. (ed.) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA-570/9-78-00C, pp. 21-35.

Cross T.F. et Southgate T. (1980) Mortalities of fauna of rocky substrates in south-west Ireland associated with the occurrence of *Gyrodinium aureolum* blooms during autumn 1979. J. Mar. biol. Ass. U.K. 60, 1071-1073.

Denis F.A., Blanchouin E., deLignieres A. et Flamen P. (1974) Coxsackie, A_{16} infection from lake water. J. Amer. Med. Assoc. 228, 1370-1371.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario (1978) Microbiological Characteristics of Urban Storm Water Run-offs in Central Ontario. Rapport de recherche No. 87, ministère des Approvisionnements et Services, Ottawa.

Dillenberg H.O. et Dehnel M.K. (1960) Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. Journal de l'Association médicale canadienne 83, 1151-1154.

Dillon P.J., Jeffries D.S., Snyder W., Reid R., Yan N.D., Evans D., Moss J. et Scheider W.A. (1978) Acidic precipitation in South-central Ontario: Recent Observations. J. Fish. Res. Board Can. 35, 809-815.

Dimitracopoulos G., Kalkani-Boussiakou H. et Papavassiliou J. (1977) Animal fecal carriership and biotypes of *Staphylococcus aureus*. Appl. Environ. Microbiol. 34, 461-464.

Dudley R.H., Hekimian K.K. et Mechalas B.J. (1976) A scientific basis for determining recreational water quality criteria. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 2761-2777.

Dufour A.P. (1977) *Escherichia coli*: The fecal coliform. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. et Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 48-58.

Dufour A.P. et Cabelli V.J. (1976) Characteristics of *Klebsiella* from textile finishing plant effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 872-879.

Duncan D.W. et Razzell W.E. (1972) *Klebsiella* biotypes among coliforms isolated from forest environments and farm produce. Appl. Microbiol. 24, 933-938.

Dutka B.J. (1973) Coliforms are an inadequate index of water quality. J. Environ. Health 36, 39-46.

Dutka B.J. (1979) Microbiological indicators, problems and potential of new microbial indicators of water quality. Paper 18: Int. Symp. on Biological Indicators of Water Quality. Univ. of Newcastle-Upon-Tyne, Sept. 12-15, 1978.

Dutka B.J. et Bell J.A. (1973) Isolation of Salmonellae from moderately polluted waters. J. Water Pollut. Control Fed. 45, 316-324.

Dutka B.J. et Kwan K.K. (1977) Confirmation of single step membrane filtration procedure for estimating *Pseudomonas aeruginosa* densities in water. Appl. Environ. Microbiol. 33, 240-245.

Dutka B.J. et Tobin S.E. (1976) Study on the efficiency of four procedures for enumerating coliforms in water. Journal canadien de microbiologie. 22, 630-635.

Dzawachiszwili N., Landau J.W., Newcomer V.D. et Plunkett O.A. (1964) The effect of seawater and sodium chloride on the growth of fungi pathogenic to man. J. Invest. Dermatol. 43, 103-109.

Emmons C.W., Binford C.H., Utz J.P. et Kwan-Chung K.J. (1977) Medical Mycology. Lea et Febiger, Philadelphia, 592 pp.

Environnement Canada (1972) Guidelines for Water Quality Objectives and Standards. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Tech. Bull. no. 67.

Environnement Canada (1978) Méthodes d'analyses microbiologiques des eaux, des eaux usées et des sédiments. Direction générale des eaux intérieures, Division des opérations scientifiques, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario.

Environnement Canada (1979) Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux.

Environnement Canada (1980) Field Methods Manual. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario.

Direction de l'hygiène du milieu (1977). Qualité microbiologique des eaux potables. Publication 77-EHD-2, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

Direction de l'hygiène du milieu (1978) Qualité des eaux de loisirs. Santé et Bien-être social Canada. 78-EHD-25, Ottawa.

Evans J.B. (1977) Coagulase-positive Staphylococci as indicators of potential health hazards from winter. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. and Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 126-130.

Favero M.S., Drake C.H. et Randall G. (1964) Use of Staphylococci as indicators of swimming pool pollution. Public Health Reports 79, 61-70.

Feachem R. (1975) An improved role for faecal coliform to faecal streptococci ratios in the differentiation between human and non-human pollution sources. Water Res. 9, 689-690.

Felbeck G.T. (1965) Structural chemistry of soil humic substances. Adv. Agron. 17, 327-368. Cité dans Giesy J.P. et Briese L.A. (1977).

Felbeck G.T. (1971) Chemical and biological characterization of humic matter. *In* Soil Biochemistry 2. McLoren A.D. and Skeyns J. (eds.) Marcel Dekker, New York, pp. 55-56. Cité dans Giesy J.P. et Briese L.A. (1977).

Fitzgerald G.P. et Der Vartanian M.E. (1969) *Pseudomonas aeruginosa* for the evaluation of swimming pool chlorination and algicides. Appl. Microbiol. 17, 415-421.

Flaig W. (1964) Effects of microorganisms in the transformation of lignin to humic substances. Geochim. Cosmochim. Acta 28:1523-1535. Cité dans Giesy J.P. et Briese L.A. (1977).

Foster D.H., Hanes N.B. and Lord S.M., Jr. (1971) A critical examination of bathing water quality standards. J. Water Pollut. Control Fed. 43, 2229-2241.

Fuhs G.W. (1975) A probablistic model of bathing beach safety. Sci. Total Environ. 4, 165-175.

Gage S.D. (1924) The Control of Oil Pollution in Rhode Island. Jour. Boston Soc. Civil Eng. 11:237. Cité dans McKee J.E. et Wolf H.W. (1963), p. 232.

Gallagher T.P. et Spino D.F. (1968) The significance of numbers of coliform bacteria as an indicator of enteric pathogens. Water Res. 2, 169-175.

Galloway J.N. et Cowling E.B. (1978) The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: A proposed precipitation chemistry network. J. Air Poll. Control Assoc. 28, 229-235.

Geldreich E.E. (1966) Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment. Water Pollution Control Research Series number WP-20-3, Government Printing Office, Washington, D.C.

Geldreich E.E. (1970) Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. Amer. Water Works Assoc. 62, 113-120.

Geldreich E.E. (1972a) Water Pathogens. *In* Water Pollution Microbiology. Mitchell R. (ed.) Wiley-Interscience, pp. 207-241.

Geldreich E.E. (1972b) Buffalo lake recreational water quality: A study in bacteriological data interpretation. Water Res. 6, 613-624.

Geldreich E.E. (1976) Microbiology of water. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1338-1356.

Geldreich E.E. (1978) Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. *In* Indicators of Viruses in Water and Food. Berg G. (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., pp. 51-97.

Geldreich E.E. et Clarke N.A. (1966) Bacteriai pollution indicators in the intestinal tract of freshwater fish. Appl. Microbiol. 14, 429-437.

Geldreich E.E. et Kenner B.A. (1969) Concepts of fecal streptococci in stream pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 41, R336-R352.

Geldreich E.E., Huff C.B., Bordner R.H., Kabler P.W. et Clark H.F. (1962) The faecal coli-aerogenes flora of soils from various geographic areas. J. Appl. Bacteriol. 25, 87-93.

Geldreich E.E., Kenner B.A. et Kabler P.W. (1964) Occurrence of coliforms, fecal coliforms and fecal streptococci on vegetation and insects. Appl. Microbiol. 12, 63-69.

Geldreich E.E., Best L.C., Kenner B.A. et Van Donsel D.J. (1968) The bacteriological aspects of stormwater pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 40, 1861-1872.

Gentile J. et Maloney T.E. (1969) Toxicity and environmental requirements of a strain of *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Journal canadien de microbiologie 15, 165-173.

Gentles J. et Maloney T.E. (1969) Toxicity and environmental requirements of a strain of *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Journal canadien de microbiologie 15, 165-173.

Gentles J.C. et LaTouche C.J. (1969) Yeasts as human and animal pathogens. *In* The Yeasts, Volume 1. Rose A.H. et Harrison J.S. (eds) Academic Press, New York, N.Y., pp. 107-182.

Gibson E.A. (1965) Review of progress of dairy science. Section E. diseases of dairy cattle. J. Dairy Res. 32, 97-134.

Giesy J.P., Jr. et Briese L.A. (1977) Metals associated with organic carbon extracted from Okefenokee swamp water. Chem. Geol. 20, 109-120.

Goodrich T.D., Stuart D.G., Bissonnette G.K. et Walter W.G. (1970) A bacteriological study of the waters of Bozeman Creek's south fork drainage. Montana Academy of Science 30, 59-65.

Goyal W.M., Gerba C.P. et Melnick J.L. (1978) Prevalence of human enteric viruses in coastal canal communities. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 2247-2256.

Guarraia L.J. (1973) Fungi: a state-of-the-art. *In* Proceedings of the First Microbiology Seminar on Standardization of Methods. Verner S.S. (ed.) U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA-R4-73-022, pp. 106-111.

Hach C.C. (1972) Ind. Water Eng., février-mars, 18.

Hansenclever H.F. et Kocan R.M. (1975) *Candida albicans* associated with the gastrointestinal tract of the common pigeon (*Columba livia*). Sabouraudia 13, 116-120.

Hawley H.B., Morin D.P., Geraghty M.E., Tomkow J. et Phillips C.A. (1973) Coxsackievirus B epidemic at a boys' summer camp. Isolation of virus from swimming water. J. Amer. Med. Assoc. 226, 33-36.

Santé et Bien-être social Canada (1979) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.

Hendricks C.W. (1971) Increased recovery rate of Salmonellae from stream bottom sediments versus surface waters. Appl. Microbiol. 21, 379-380.

Hendricks C.W. (1972) Enteric bacterial growth rates in river water. Appl. Microbiol. 24, 168-174.

Henson E.B. (1966) Aquatic insects as inhalant allergens: a review of American literature. Ohio J. Sci. 66, 529-532. Cited in National Academy of Sciences (1973).

Hoadley A.W. (1968) On the significance of *Pseudomonas aeruginosa* in surface waters. New England Water Works Assoc. J. 82, 99-111.

Hoadley A.W. (1977) Potential health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa* in water. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. et Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing & Materials, Philadelphia, pp. 80-114.

Hoadley A.W. et Knight D.E. (1975) External otitis among swimmers and non-swimmers. Arch. Environ. Health 30, 445-448.

Hoadley A.W., Kemp W.M., Firmin A.C., Smith G.T. et Schelhorn P. (1974) Salmonellae in the environment around a chicken processing plant. Appl. Microbiol. 27, 818-857.

Hoeffler D.F. (1977) Swimmers' Itch (Cercarial Dermatitis). Cutis, 461-467.

Holdway P.A., Watson R.A. et Moss B. (1978) Aspects of the ecology of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) and water chemistry in the Norfolk Broads, England. Freshwater Biol. 8, 295-311.

Huntley B.E., Jones A.E. et Cabelli V.J. (1976) *Klebsiella* densities in waters receiving wood pulp effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1766-1771.

Ingram W.M. et Prescott G.W. (1954) Toxic fresh-water algae. Amer. Midl. Nat. 52, 75-87.

International Joint Commission (1977) New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. An International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada.

Jones E.H. (1965) External Otitis: Diagnosis and Treatment, C.C. Thomas Publications, Springfield, Ill.

Kabler P.W. (1968) Microbial considerations in drinking water. J. Amer. Water Works Assoc. 60, 1173-1180.

Kampelmacher E.H., Fonds A.W. et Van Noorle Jansen L.M. (1977) Reduction of *Salmonella*, *E. coli*, Coliforms and fecal streptococci by chlorination of sewage treatment plant effluents. Water Res. 11, 545-550.

Keatinge W.R. (1969) Survival in Cold Water: The Physiology and Treatment of Immersion Hypothermia and of Drowning. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, 135 pp.

Kishimoto R.A. et Baker G.E. (1969) Pathogenic and potentially pathogenic fungi isolated from beach sands and selected soils of Oahu, Hawaii. Mycologia 61, 537-548.

Kreider M.B. (1964) Pathogenic effects of extreme cold. *In* Medical Climatology. Licht S. et Licht E. (eds.) New Haven, Connecticut, pp. 428-468.

Lanyi B., Gregacs M. et Adam M.M. (1966). Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* serogroups in water and human faeces. Acta Microbiol. Acad. Sci. Hung. 13, 319-326.

Leggatt E.A. et Fung D. (1975) Earl Rowe and Bass Lake bathing beach capacity, Microbiological Study, manuscrit inédit. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.

Levin M.A. et Cabelli V.J. (1972) Membrane filter technique for enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*. Appl. Microbiol. 24, 864-870.

Levy G.F. et Folstad J.W. (1969) Swimmers' Itch. Environment 11, 14-21.

Lund E. (1978) Human pathogens as potential health hazards. Ambio 7, 56-61.

Lupo L., Strickland E., Dufour A. et Cabelli V. (1977) The effect of oxidase positive bacteria on total coliform density estimates. Health Lab. Sci. 14, 117-121.

Mackenthun K.M. et Keup L.E. (1970) Biological problems encountered in water supplies. J. Amer. Water Works Assoc. 62, 520-526.

Mallman W.L. (1962) Cocci test for detecting mouth and nose pollution of swimming pool water. Amer. J. Public Health 52, 2001-2008.

Mallman W.L. et Sypien A. (1934) Pollution indices of natural bathing places. Amer. J. Public Health 24, 681-688.

Matsen J.M., Spindler J.A. et Blosser R.O. (1974) Characterization of *Klebsiella* isolates from natural receiving waters and comparison with human isolates. Appl. Microbiol. 28, 672-678.

McCabe L.J. et Craun G.F. (1975) Status of waterborne diseases in the U.S. and Canada. J. Am. Water Works Assoc. 67, 95-98.

McClausland W.J. et Cox P.J. (1975) *Pseudomonas* infection traced to motel whirlpool. J. Environ. Health 37, 455-459.

McFeters G.A., Bissonnette G.K., Jezeski J.J., Thomson C.A. et Stuart D.G. (1974) Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. Appl. Microbiol. 27, 829-838.

McJunkin F.E. (1970) Engineering Measures for Control of Schistosomiasis, A Report for the U.S. Agency for International Development. Bureau of Technical Assistance. Office of Health, Washington, D.C., 69 pp.

McKee J.E. et Wolfe J.W. (1963) Water Quality Criteria, 2nd Edition. Publ. 3A State Water Qual. Board, Sacramento, Calif.

McLean D.M. (1964) Microbiological hazards of freshwater bathing. Health Lab. Sci. 1, 151-158.

McLeod J.A. et Bondar G.S. (1952) A case of suspected algal poisoning in Manitoba. Revue canadienne de santé publique, 43, 347-350.

Melnick J.L. (1976) Viruses in water: an introduction. *In* Viruses in Water. Berg G. (ed.) American Public Health Association, Washington, D.C., pp. 3-10.

Metcalf T.G. (1978) Indicators for viruses in natural waters. *In* Water Pollution Microbiology Vol. 2. Mitchell R. (ed.), Wiley-Interscience, New York, pp. 301-324.

Mitchell D.O. et Starzyk M.J. (1975) Survival of *Salmonella* and other indicator microorganisms. Journal canadien de microbiologie 21, 1420-1421.

Molnar G.W. (1946) Survival of hypothermia by men immersed in the ocean. J. Amer. Med. Ass. 131, 1046-1050.

Mood E.W. (1968) The Role of Some Physico-Chemical Properties of Water as Causative Agents of Eye Irritation of Swimmers. Report of the Committee of Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration. U.S. Department of the Interior, pp. 15-16.

Moore B. (1959) Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales. A bacteriological and epidemiological study. J. Hyg. 57, 435-472.

Moore R.E. (1977) Toxins from blue-green algae. BioSci. 27, 797-802.

Morse E.V., Myhrom E.P. et Greenwood D.E. (1976) Salmonellosis in man and animals as an environmental health problem. J. Environ. Sci. Health (Environmental Science and Engineering) All, 755-769.

Mundt J.O. (1963) Occurrence of enterococci on plants in a wild environment. Appl. Microbiol. 11, 141-144.

Mundt J.O. et Graham W.F. (1968) *Streptococcus faecium* var. *casseliflavus*, nou. var. J. Bacteriol. 95, 2005-2009.

Municipal Environmental Research Laboratory (1978) United States Environmental Protection Agency, EPA-600/9-78-017. Urban Stormwater Management Work Shop Proceedings, Edison, N.J., December 1, 1977, pp. 110.

National Academy of Sciences (1973) Water Quality Criteria (1972). U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R3-73-003.

National Academy of Sciences (1977) Drinking Water and Health, Part I. NAS, Washington, D.C.

National Technical Advisory Committee (1968) Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.

Newburgh L.H. (ed.) (1949) Physiology of Heat Regulation and the Science of Clothing. W.B. Saunders Company, Philadelphia, pp. 457.

Neil J.H. (1957) Problems and control of unnatural fertilization of lake waters. *In* Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference, Purdue University, mai, 1957, pp. 301-316.

Neil J.H. (1975) *Cladophora* in the Great Lakes. Shear H. and Konasewich D. (eds.) International Joint Commission, Windsor, 179 pp.

Nicholls K.H., Kennedy W. et Hammett C. (1980a) A fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Freshwater Biol. 10, 553-561.

Nicholls K.H., Beaver J.L. et Estabrook R.H. (1980b) Lakewide odours in Ontario and New Hampshire caused by *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae). A.P.I.O.S. Technical Report No. 001/81. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 11 pp.

O'Donoghue J.G. et J. Wilton G.S. (1951) Algae poisoning in Alberta. Revue canadienne de médecine comparée 15, 193-198.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1968) Guidelines and Criteria for Water Quality Management in Ontario. Toronto, Ont.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1978) Water Management: Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment. Toronto, Ontario.

Ministère de la Santé de l'Ontario (1975) Water Quality Guidelines for Bathing Beaches. Toronto, Ontario.

Oriz J.S. (1977) The use of *Staphylococcus aureus* as an indicator of Bather's Pollution. Ann. Meeting Amer. Soc. Microbiol. 77, 271.

Paffenbarger R.S., Berg G., Clarke N.A., Stevenson R.E., Pollet B.G. et Hyde R.T. (1959) Viruses and illness at a boys' summer camp. Amer. J. Hygiene 70, 254-274.

Pagel J.E. et Hardy G.M. (1979) Comparison of Selection Media for the Enumeration and Identification of Fecal Streptococci from Natural Sources. Micro 7914 JP 7602 Microbiology Section, Laboratory Services Branch, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Palmquist A.E. et Jankow D. (1973) Evaluation of *Pseudomonas* and *Staphylococcus aureus* as indicators of bacterial quality of swimming pools. J. Environ. Health 36, 230-232.

Palmateer G. (1980) Ministère de l'Environnement de l'Ontario, London, Ontario. Communication personnelle.

Palmer C.M. (1962) Algae in Water Supplies. U.S. Public Health Service Publ. No. 657. Washington, D.C.

Papavassiliov J., Tzannatis S., Yeka H. et Michapoulos G. (1967) Coli-Aerogenes bacteria on plants. J. Appl. Bacteriol. 30, 219.

Paul R.A. (1972) An environmental model for swimming pool bacteriology. Amer. J. Publ. Health 62, 770-772.

Payment P. (1977) L'analyse virologique de l'eau. Eau du Québec 10, 14-18.

Payment P., Gerba C.P., Wallis C. et Melnick J.L. (1976) Methods for concentrating viruses from large volumes of estuarine water on pleated membranes. Water Res. 10, 893-896.

Pipes W.O. (ed.) (1978) Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution — Workshop Proceedings. Drexel University, Philadelphia, Pa. and National Science Foundation, 228 pp.

Plotkin S.A. et Katz M. (1967) Minimal infective doses of viruses for man by the oral route. *In* Transmission of Viruses by the Water Route. Berg G. (ed.) J. Wiley and Sons, New York pp. 151-166.

Prescott G.W. (1948) Objectionable algae with reference to the killing of fish and other animals. Hydrobiologia 1, 1-13.

Press E. (1969) An interstate drowning study. Am. J. Pub. Health 58, 2275-2289.

Presswood W.G. et Strong D.K. (1978) Modification of M-FC medium by eliminating rosolic acid. Appl. Environ. Microbiol. 36, 90-94.

Prost E. et Riemann H. (1967) Food-borne Salmonellosis. Ann. Rev. Microbiol. 21, 495-528

Province de la Colombie-Britannique (1969) Recommended Water Quality Standards. Division of Public Health Engineering, Health Branch, Department of Health Services and Hospital Insurance (version modifiée).

Province du Manitoba (1979) Report on a Proposal Concerning Surface Water Quality Objectives and Stream Classification for the Province of Manitoba. Clean Environment Commission Report, mai 1979. 50 pages et Annexes.

Qureshi A.A. (1977) Microbiological Characteristics of Storm Water Runoffs at East York (Toronto) and Guelph Separate Storm Sewers. Research Report No. 87, Research Program for the Abatement of Municipal Pollution under Provisions of the Canada Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality.

Qureshi A.A. et Dutka B.J. (1979) Storm runoff microbiology adds to concern. Water and Sewage Works 126, 86-88.

Raber I. et Breslin C.W. (1978) Tolerance of artificial tears - The effects of pH. Journal canadien d'ophtalmologie 13, 247-249.

Ramos-Alvarez M. et Sabin A.B. (1956) Intestinal viral flora of healthy children demonstrated by monkey kidney tissue culture. Amer. J. Public Health 46, 295-299.

Reasoner D.J. (1976) Microbiology: Detection of bacterial pathogens and their occurrence. J. Water Pollut. Control Fed. 48, 1397-1410.

Reasoner D.J. (1979) Microbiology: Detection of bacterial pathogens and their occurrence. J. Water Pollut. Control Fed. 51, 1760-1777.

Reid G.K. et Wood R.D. (1976) Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Company, Toronto, pp. 138-146.

Reynolds C.S. et Walsby A.E. (1975) Water-blooms. Biol. Rev. 50, 437-481.

Ringen L.M. et Drake C.H. (1952) A study of the incidence of *Pseudomonas aeruginosa* from various natural sources. J. Bacteriol. 64, 841-845.

Rokosh D.A., Rao S.S. et Jurkovic A.A. (1977) Extent of effluent influence on lake water determined by bacterial population distributions. J. Fish. Res. Board Can. 34, 844-849.

Rosenberg M.L., Hazlet K.K., Schaefer J., Wells J.G. et Pruneda R.C. (1976) Shigellosis from swimming. J. Amer. Med. Assoc. 236, 1849-1852.

Société royale de sauvetage du Canada (1978) Comptes rendus du Cold Water Symposium, 8 mai, 1968, pp. 7.

Ruttner, F. (1963) Fundamentals of Limnology. Third Edition translated by Frey D.G. et Fry F.E.J., University of Toronto Press.

Saskatchewan Environment (1977) Water Quality Objectives - Janvier 1975. Water Pollution Control Branch, Regina, Saskatchewan.

Sattar S.A. (1978a) Viral Pollution of the Ottawa River and its Possible Impact on the Quality of Potable and Recreational Waters in the Ottawa Area — Phase I. Rapport final pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Research Study, Contract No. 77-044-11, 103 pp.

Sattar S.A. (1978b) Viruses, Water and Health. University of Ottawa Press, Ottawa, 106 pp.

Sattar S.A. et Westwood J.C.N. (1977) Isolation of apparently wild strains of poliovirus type 1 from sewage in the Ottawa area. Journal de l'Association médicale canadienne 116, 25-27.

Sattar S.A. et Westwood J.C.N (1978) Viral pollution of surface waters due to chlorinated primary effluents. Appl. Environ. Microbiol. 36, 427-431.

Sayler G.S., Nelson J.D., Jr., Justice A. et Colwell R.R. (1976) Incidence of *Salmonella* sp., *Clostridium botulinum*, and *Vibrio parahaemolyticus* in an estuary. Appl. Environ. Microbiol. 31, 723-730.

Scarpino P.V. (1975) Human enteric viruses and bacteriophages as indicators of sewage pollution. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L. (ed.) Pergamon Press, Oxford, pp. 49-61.

Schiemann D.A., Brodsky M.H. et Cieban B.W. (1978) Salmonella and bacterial indicators in ozonated and chlorine dioxide-disinfected effluent. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 158-162.

Schindler J.E. et Alberts J.J. (1974) Analysis of organic-inorganic associations of four Georgia reservoirs. Arch. Hydrobiol. 74, 429-440

Schnitzer M. et Khan S. U. (1972) Humic Substances in the Environment. Marcel Dekker Inc. New York, p. 3.

Schwimmer M. et Schwimmer D. (1968) Medical aspects of phycology. Jackson D.F. (ed) Algae, Man and the Environment, Plenum Press, New York, pp. 279-358.

Seligmann E.B. (1951) A Study of Streptococci and Micrococci as Indicators of Pollution in Swimming Pool Water. Thèse. Michigan State College of Agriculture and Applied Science, East Lansing.

Senior V.E. (1960) Algal poisoning in Saskatchewan. Revue canadienne de médecine comparée 24, 26-31.

Seyfried P.L. (1973) The Examination of Recreational Waters for the Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* and Coagulase-positive *Staphylococcus aureus* and their Potential as Indicators of Water Quality. Ministère de l'Environnement, numéro de contrat de la Direction générale des eaux intérieures. KW 412-3-0828, rapport, Ottawa.

Seyfried P.L. (1975) Communication personnelle.

Seyfried P.L. (1980) Epidemiological study of disease incidence related to recreational use of Great Lakes waters — Phase III Report. Rapport d'une étude effectuée sous contrat, présenté au ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, le 27 mars 1980.

Seyfried P.L. (1980) Communication personnelle.

Sherry J.P., Kuchma S.R., Zarrour J. et Dutka B.J. (1979a) Occurrence and Significance of *Candida albicans* in Lake Ontario Bathing Beaches. Scientific Series No. 98, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada.

Sherry J.P., Kuchma S.R. et Dutka B.J. (1979b) The occurrence of *Candida albicans* in Lake Ontario bathing beaches. Journal canadien de microbiologie 25, 1036-1044.

Shilo M. (1971) Toxins of Chrysophyceae. *In* Microbial. Toxins, Kadis S., Ciegler A. et Ajl S. (eds.) Academic Press, London, pp. 67-103.

Shuval H.I. (1975) The case for microbial standards for bathing beaches. *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Gameson A.L.H. (ed.) Pergamon Press, Toronto, pp. 95-101.

Shuval H.I., Cohen J. et Kolodney R. (1973) Regrowth of coliforms and fecal coliforms in chlorinated wastewater effluent. Water Res. 7, 537-546.

Silvey J.K.G., Abshire R.L. et Nunez W.J. III (1974) Bacteriology of chlorinated and unchlorinated wastewater effluents. J. Water Pollut. Control Fed. 46, 2153-2162.

Smith R.J. et Twedt R.M. (1971) Natural relationship of indicator and pathogenic bacteria in stream waters. J. Water Pollut. Control Fed. 43, 2200-2209.

Smith R.J., Twedt R.M. et Flanigan L.K. (1973) Relationships of indicators and pathogenic bacteria in stream waters. J. Water Pollut. Control Fed. 45, 1736-1745.

Stevenson A.H. (1953) Studies of bathing water and health. Amer. J. Public Health 43, 529-538.

Subrahmanyan T.P. (1977) Occurrence of Viruses in Natural Waters Used for Recreational Purposes in Ontario. Interim Report on Provincial Research Grant PR557 to the Research Branch, Ministère de la Santé de l'Ontario.

Subrahmanyan T.P., Cherwinsky C.L., Wilson I.J. et Palmateer G. (1979) Virological examination of wastewaters during a polio outbreak. Revue canadienne de santé publique 70, 53 (Résumé).

Taft C.E. (1965) Water and Algae, World Problems. Educational Pub., Chicago.

Tangen K. (1977) Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophycese) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia 63, 123-133.

Taylor C.B. (1951) Coli-Aerogenes bacteria in soils. J. Hyg. 49, 162-168.

Taylor E.W. (1958) The examination of water and water supplies. Seventh Ed. Churchill, London, 468 pp.

Thomson B.M., Biddle J.W. et Cherry W.B. (1975) Detection of *Salmonella* in the environment. Appl. Microbiol. 30, 764-767.

Tobin R.S. et Dutka B.J. (1977) Comparison of the surface structure, metal binding and fecal coliform recoveries of nine membrane filters. Appl. Environ. Microbiol. 34, 69-79.

Tobin R.S., Lomax P. et Kushner D.J. (1980) Comparison of nine brands of membrane filter and the most-probable-number methods for total coliform enumeration in sewage-contaminated drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 40, 186-191.

United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants (1979) The LRTAP Problem in North America: a Preliminary Overview. U.S. Co-chairman Altshieller A.P. and Canadian Co-chairman McBean G.A., Department of External Affairs and State Department.

U.S. Environmental Protection Agency (1976) Quality Criteria for Water. EPA-440/9-76-023, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1978a) Microbiological Methods for Monitoring the Environment. Water and Wastes. EPA-600/8-78-017, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1978b) Human Viruses in the Aquatic Environment: A Status Report with Emphasis on the EPA Research Program. Report to Congress. EPA-570/9-78-006, Washington, D.C.

Van Donsel D.J. et Geldreich E.E. (1971) Relationships of Salmonellae to Fecal Coliforms in bottom sediments. Water Res. 5, 1079-1087.

Van Donsel D.J., Geldreich E.E. et Clarke N.A. (1967) Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to stormwater pollution. Appl. Microbiol. 15, 1362-1370.

Vanderpost J.M. et Bell J.D. (1975) A Bacteriological Investigation of Meat Packing Plant Effluents in the Province of Alberta with Particular Emphasis on *Salmonella*. Environment Canada, EPS. Tech. Div. Report EPS-4-NW-75-1.

Verstraete W., Voets J.P. et Vanstaen H. (1975) Shifts in microbial groups of river water upon passage throughout cooling systems. Environ. Pollut. 8, 275-281.

Vlassoff L.T. (1977) *Klebsiella*. *In* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. Hoadley A.W. et Dutka B.J. (eds.) ASTM STP 635, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 275-288.

Vlassoff L.T. (1981) Communication personnelle.

Wallis C., Homma A. et Melnick J.L. (1972) A portable virus concentrator for testing water in the field. Water Res. 6, 1249-1256.

Walter-Offenhauser R. et Horn K. (1974) Sanitary-virological investigation of surface waters. Gig. Sanit. 9, 72.

Wang W.L.L., Dunlop S.G. et Munson P.S. (1966) Factors influencing the survival of *Shigella* in wastewater and irrigation water. Water Pollut. Control Fed. 38, 1775-1781.

Webster's (1977) Webster's New Collegiate Dictionary. Thomas Allen & Son Ltd, Toronto, Ontario.

White L.A. et Spence M.R. (1976) Persistence of human enteric bacteria in the Canadian north. Revue canadienne de santé publique 67, 25-29.

Winner H.I. et Hurley R. (1964) *Candida albicans*. Little, Brown, and Company, Boston.

Winslow C.-E.A. et Walker L.T. (1907) Note on the fermentative reactions of the *B. coli* group. Science 26, 797.

Wolf H.W. (1972) The coliform count as a measure of water quality. *In* Water Pollution Microbiology. Mitchell R. (ed.) Wiley-Interscience, Toronto, pp. 333-345.

Organisation mondiale de la santé (1975) Guides and Criteria for Recreational Quality of Beaches and Coastal Waters. Report on a working group convened by the Regional Office for Europe of the World Health Organization 28 Oct.-1 Nov., 1974. Copenhagen, Danemark.

Yan N. D. (1980) Ontario Ministry of the Environment, Limnology and Toxicity Section, Water Resources Branch. Communication personnelle.

Yazız M. I. et Lloyd B. J. (1979) The removal of salmonellas in conventional sewage treatment processes. J. Appl. Bacteriol. 46, 131-142.

Young L. S. et Armstrong D. (1972) *Pseudomonas aeruginosa* infections. CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sci. 3, 291-347.